

UNIVERSITE ABDELMALEK ESSAADI
FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES TANGER

UFR : Géoscience et Environnement

THESE

Présentée

pour l'obtention du

DOCTORAT EN SCIENCES ET TECHNIQUES

Par

Benlahcen RIJAL LEBLAD

Décipline : Géoscience & Environnement

Spécialité : Environnement

Variabilité de la contamination des bivalves (*Callista chione* & *Acanthocardia tuberculata*) par les phycotoxines paralysantes (PSP) et amnésiantes (ASP) dans la frange littorale méditerranéenne marocaine : cas de la baie de M'diq et de l'estuaire de Oued Laou.

Soutenue le 20 décembre 2012 devant le Jury :

Pr. Najat EL KHIATI	Faculté des Sciences Aïn Chock, Université Hassan II	Présidente
Pr. Mohamed RAMDANI	Institut Scientifique, Université Med V Agdal	Rapporteur
Pr. Zitouni BOUTIBA	Université d'Oran Es Sénia - Algérie,	Rapporteur
Pr. Hassane RIADI	Faculté des Sciences de Tétouan - UAE	Rapporteur
Pr. Brahim DAMNATI	Faculté des Sciences et Techniques de Tanger - UAE	Examineur
Pr. Benoît VÉRON	Université de Caen Basse Normandie - France,	Co-Encadrant
Pr. Hassan ER-RAIOUI	Faculté des Sciences et Techniques de Tanger- UAE	Directeur de thèse

Résumé

Durant les trois dernières décennies, les côtes méditerranéennes marocaines occidentales ont connu une intensification et une diversification des activités socioéconomiques, dont l'impact négatif constitue des menaces sérieuses sur l'environnement. Les déchets liquides, regroupant les effluents urbains, agricoles et industriels non traités, sont riches en contaminants organiques, chimiques et en fertilisants azotés, ce qui affecte la qualité de l'environnement marin côtier et engendre diverses menaces pour la santé publique. L'une de ces menaces est la contamination des mollusques bivalves par des toxines produites par des microalgues marines et son transfert à l'homme par la chaîne trophique très complexe.

Dans une contribution à la connaissance de la dynamique de la population phytoplanctonique au niveau de l'estuaire Oued Laou et la baie M'diq, l'analyse factorielle discriminante, réalisée lors de la période avril 2008 à juin 2009, a permis de distinguer la présence d'une variation saisonnière des paramètres physico-chimiques et des populations phytoplanctoniques, dont le développement de phytoplancton est gouverné par plusieurs processus (biologique, chimique, physique et géomorphologique).

L'inventaire détaillé des taxons phytoplanctoniques dans la région étudiée, a révélé la présence des espèces productrices des phycotoxines ainsi que celles responsables des apparitions des eaux rouges. La contamination des bivalves analysés (*Acanthocardia tuberculata* ou coque rouge et *Callista chione* ou vernis) par les phycotoxines paralysantes et amnésiantes, dans les deux écosystèmes, est due au *Gymnodinium catenatum* et au complexe spécifique de *Pseudo-nitzschia* spp. *Gymnodinium catenatum* prolifère principalement durant l'automne et début d'hiver. En revanche, les proliférations importantes de *Pseudo-nitzschia* spp ont été notées au début du printemps et au début d'automne.

La contamination bio-accumulée chez *Callista chione* par les acides domoïques est plus importante que celle chez *Acanthocardia tuberculata*. En revanche, la contamination par les phycotoxines paralysantes chez la coque rouge est plus importante que celle décelée chez le vernis. Le processus de contamination par les acides domoïques dépendrait principalement de la biologie du bivalve, des conditions environnementales et du complexe spécifique de *Pseudo-nitzschia* spp proliféré. Par contre, la contamination par les phycotoxines paralysantes serait régie par plusieurs processus, à savoir la biomasse microalgale, la densité relative de *Gymnodinium catenatum*, la biologie du bivalve et la cinétique d'élimination des toxines paralysantes.

Mots clés : Phytoplancton, *Gymnodinium catenatum*, *Pseudo-nitzschia* spp, ASP et PSP, Baie de M'diq, Estuaire de Oued Laou,

Abstract

During the last three decades, western Moroccan Mediterranean coasts have experienced intensification and diversification of socio-economic activities, including the negative impact and serious threats to the environment: liquid waste, comprising urban effluents, agricultural and industrial untreated, are rich in organic contaminants and chemical nitrogen fertilizers, which affects the quality of the coastal marine environment and generates various threats to public health. One of these threats is the contamination of bivalve molluscs by toxins produced by marine microalgae and its transfer to man through the trophic chain complex.

In a contribution to the knowledge of the population dynamics of phytoplankton in Oued Laou estuary and M'diq bay, the discriminant analysis of all result (phytoplankton and physico-chemical), carried out during the period April 2008 to June 2009, has distinguished succession seasonal of phytoplankton populations and parameters physico-chemical, whose their evolution is influenced by several processes (biological, chemical, physical and geomorphological).

The detailed inventory of phytoplankton taxa in the study area revealed the presence of species toxic and other responsible for the red tides. Shellfish contamination (*Acanthocardia tuberculata* and *Callista chione*) by Paralytic Shellfish Poisoning (PSP) and Amnesic Shellfish Poisoning (ASP) in M'diq bay and Oued Laou estuary is related to prolifération of *Gymnodinium catenatum* and toxic species of *Pseudo-nitzschia*. *Gymnodinium catenatum* proliferates primarily during the autumn and early winter. In contrast, the highest *Pseudo-nitzschia* abundance was recorded in spring and autumn. Some of them are known to be producers of domoic acid. During spring and autumn seasons, Domoic acid concentration in the two shellfish species studied, tuberculate cockle (*Acanthocardia tuberculata*) and sweet clam (*Callista chione*), was higher in the latter than in the former.

The domoic acid detected in sweet clam is greater than that detected in tuberculate cockle. In contrast, paralytic shellfish contamination in the tuberculate cockle is greater than detected in sweet clam. The process of contamination by acids domoiques depend mainly bivalve biology, environmental conditions and specific complex of *Pseudo-nitzschia* proliferated. For cons, the paralytic shellfish contamination is governed by several processes, namely the microalgal biomass, the relative density of *Gymnodinium catenatum*, shellfish biology and elimination kinetics of PSP toxins.

Keywords: Phytoplankton, *Gymnodinium catenatum*, *Pseudo-nitzschia spp*, ASP and PSP M'diq bay, Oued Lau estuary,

ملخص

خلال العقود الثلاثة الماضية، شهدت سواحل البحر الابيض المتوسطي المغربية، تكثيف و تنويع الانشطة الاجتماعية و الاقتصادية، مما جعل البيئة تحت تأثير سلبي و تهديدات خطيرة. النفايات السائلة للمناطق الحضرية، الكيماوية، و الازمدة النيتروجينية، مما يؤثر سلبا على جودة البيئة الساحلية البحرية و يولد تهديدات مختلفة على الصحة العامة. احد هذه التهديدات، تلوث الصدفيات بالسموم التي تنتجها بعض الطحالب المجهرية و التي يتم نقلها للإنسان من خلال السلسلة الغذائية.

للإسهام في معرفة ديناميات العوالق النباتية في مصب واد لاو و خليج المضيق، تحليل المعطيات المرصدة خلال الفترة : ابريل 2008 - يونيو 2009، مكنت من تحديد التنوع الموسمي للعوالق النباتية، تكاثر هذه الاخيرة رهين بعدة عوامل (بيولوجي، كيميائي، فزيائي و جيومورفولوجي).

كشف الجرد التفصيلي لأصناف العوالق النباتية البحرية في منطقة الدراسة، الى وجود عدة انواع سامة و اخرى مسؤولة عن تغير لون المياه (eaux rouges). تلوث الصدفيات (*Acantocardia tuberculata et Callista chione*) بالتسمم الشللي (PSP) و التسمم فاقد الذاكرة (ASP)، يرجع الى الصنف *Gymnodinium catenatum* و *Pseudo-nitzschia* على التوالي. الصنف *Gymnodinium catenatum* يتكاثر خلال الخريف و أوائل الشتاء على الخصوص. في المقابل، الصنف *Pseudo-nitzschia* يتكاثر بشكل كبير خلال فترتي: أوائل الربيع و أوائل الخريف.

تلوث الصدفيات بالتسممات الشللية (PSP) و فقدان الذاكرة (ASP) يختلف حسب نوع الصدفيات و من منطقة الى اخرى. الصدفيات *Callista chione* لها ميزة تراكم سمين فقدان الذاكرة اكثر من مثيلتها *Acanthocardia tuberculata*. في حين هذه الاخيرة، تتميز بتسمم اكبر بالسمين من النوع الشللي (PSP) اكثر من نظيرتها *Callista chione*. عملية التلوث بسمين فقدان الذاكرة، تعتمد اساسا على بيولوجية الصدفيات، الظروف البيئية وكذا صنف *Pseudo-nitzschia* الموجود بالوسط. هذا من جهة و من جهة اخرى، تلوث الصدفيات بالسمين الشللي (PSP) يخضع لعدة عوامل: الكتلة الحيوية للعوالق النباتية، الكثافة النسبية لـ *Gymnodinium catenatum*، بيولوجية الصدفيات وكذا حركية التخلص من السموم.

كلمات رئيسية: العوالق النباتية، *Pseudo-nitzschia*، *Gymnodinium catenatum*، سمين شللي (PSP)، سمين فقدان الذاكرة (ASP)، خليج المضيق، مصب واد لاو.

Remerciements

L'accomplissement de cette thèse a été possible, grâce à Dieu le tout puissant. Le soutien de plusieurs personnes à qui je voudrais certifier toute ma reconnaissance et ma gratitude était aussi très indispensable.

Un grand merci à mes directeurs de thèse, Hassan Er-raoui et Véron Bénoit, pour m'avoir accueilli dans leur équipe et m'avoir donné la chance de travailler sur ce sujet passionnant. Vos optimismes à toute épreuve, parfois déconcertant, m'ont surtout aidé à surmonter les nombreuses difficultés inhérentes à une thèse. Je vous remercie également de m'avoir donné l'opportunité de travailler dans des conditions vraiment très agréables durant ces années.

Je tiens également à remercier chaleureusement Mr. Hassan NHHALA, pour les encouragements moraux et techniques et pour l'intérêt qu'il a fait témoigner pour mon travail, pour tout le temps qu'il m'a consacré. Sans ce soutien endurci, il est certain que ce travail n'aurait pu voir le jour.

Je dois une profonde reconnaissance à l'ensemble des membres du jury d'avoir accepté de lire et de juger ce travail. Je tiens donc à remercier Madame Najat ELKHIATI, Messieurs Mohamed RAMDANI, Hassane RIADI, Zitouni BOUTIBA et Brahim DAMNATI je vous en suis tous reconnaissant.

Ma gratitude va à Mr. Mohamed Karim Ouelad Abdellah et à Mr. Rachid BOUTAIB, j'ai toujours bénéficié de leurs compétences pratiques leur disponibilités, leur modestie, leur remarques pertinentes, leur fructueuses discussions et leur conseils qu'ils m'ont toujours prodigués.

Mes remerciements vont également à Mr. Didier Goux (CAMBIO Caen, France), pour ses conseils qui m'ont été d'un précieux soutien et pour votre compétence scientifique dans l'utilisation des microscopes électroniques. Je vous remercié pour les jolies électronographes de phytoplancton.

Mes remerciements vont à Mr. Hamid TALEB, Requia SAGOU et à l'ensemble de l'équipe du laboratoire Biotoxine INRH à Casablanca, pour leur parfaite collaboration dans les analyses des phycotoxines amnésiantes.

Mes vifs remerciements vont également à Mme Nina LUNDHOLM (Université de Copenhague, Danemark), pour les examens des électronographes de Pseudo-nitzschia et pour

les conseils. J'ai toujours bénéficié de votre compétence dans le domaine de la systématique des microalgues.

Je ne saurais oublier la contribution importante dans mon travail, de Mr. Mustapha TALBAOUI, Said SEDKI et Abdelbasset BENBANI. Votre soutien moral, pour votre haute compétence scientifique dont ils m'ont fait profiter. Sans votre aide, l'expérience de dépuraton des phycotoxines n'aura pas lieu.

Mes vifs remerciements s'adressent également à Mr. Abdellatif BERRAHO, ex-Directeur Général de l'Institut National de Recherche Halieutique. Je n'oublierai jamais vos encouragements pour réaliser cette thèse.

Je dois une profonde reconnaissance à Mr. Samir BENBRAHIM, Chef du Département de Qualité et de Salubrité du milieu Marin à l'Institut National de Recherche Halieutique, pour votre soutien et vos encouragements.

Je dois une profonde reconnaissance à Mr. Abdelghani CHAFIK, ex-Chef du Département de Qualité et de la Salubrité du Milieu Marin à l'Institut National de Recherche Halieutique et Mr. Mohamed MARHRAOUI, Chef de la Station RSSL à M'diq, d'avoir commodité le déroulement de cette thèse.

J'exprime aussi mes plus sincères remerciements à l'ensemble du personnel de l'Institut National de Recherche Halieutique. Je suis très reconnaissant de vous encouragements. Mes vifs remerciements à mes collègues du Département de Surveillance de la Qualité et Salubrité du Littoral de l'INRH, particulièrement l'ensemble du personnels de la Station RSSL M'diq et les collègues de Tanger pour votre aides et votre collaboration précieuse.

Je ne saurais oublier la contribution importante de Madmoselle Ferdaous Setel dans les analyses des éléments nutritifs, tu été toujours disponible pour m'aider. Je suis très reconnaissant pour votre collaboration.

Je tiens à remercier Mr. Said ALAMRANI, Arafa ALAMRANI, Youssef ABRHOUN et Mohamed HMIDDAN qui m'ont accompagné lors des missions et travaux de terrain, je ne pourrais oublier les moments que nous avons partagés au cours de ces missions. Je tiens à leur exprimer toute ma reconnaissance pour leur collaboration efficace.

Je dédie ce travail à mes parents, mes beaux-parents, mes frères, mes beaux frères, sœurs, mes belles sœurs, mes cousins et mes cousines, qui m'ont accordé soutien et confiance durant toute la durée de mes études, qui ont partagé les joies et satisfactions mais aussi les moments difficiles de découragement ou de doutes et qui sans leur soutien ce travail n'aurait pas vu le jour. Egalement je dédie ce travail à mon épouse, ton soutien, ta présence me sont indispensables dans la vie.

Sommaire

Résumé	2
Introduction générale	Erreur ! Signet non défini.

Chapitre I: Généralités sur le phytoplancton

Introduction	23
I.1. Biologie du phytoplancton :	23
I.2. Facteurs qui contrôlent la croissance du phytoplancton.....	25
I.3. Phytoplancton toxique et eaux rouges	27
I.4. Les différentes intoxications marines	28
I.4.1. Intoxications diarrhéiques par les fruits de mer (DSP).....	28
I.4.2. Intoxications amnésiques par les fruits de mer (ASP).....	29
I.4.3. Intoxications paralytiques par les fruits de mer (PSP)	30
I.4.4. Intoxications neurotoxiques par les fruits de mer (NSP) :	32
I.4.5. intoxication azaspiradiques (AZP) :	32
I.4.6. Intoxications ciguatériques (CFP) :	34
I.4.7. Intoxications cyanobactériennes	35
I.5. Les eaux rouges et les épisodes des toxines au Maroc.....	35

Chapitre II : Etude des populations phytoplanctoniques et paramètres du milieu: Baie de M'diq et l'estuaire de Oued Laou

Introduction	41
II.2. Matériel et méthodes	42
II.2.1. Sites d'étude.....	42
II.2.1. Analyse du phytoplancton	44
II.2.3. Indices écologiques mesurés.....	45
II.2.3.1. Richesse spécifique (S)	45

II.2.3.2. Densité totale des cellules du phytoplancton (Dt)	45
II.2.3.3. Dominance relative	45
II.2.3.4. Diversité spécifique.....	45
II.2.4. Paramètres physico-chimiques	46
II.2.5. Traitement statistique	48
II.3. Résultats	49
II.3.1. Baie de M'diq.....	49
II.3.1.1. Paramètres environnementaux	49
II.3.1.1.1. Paramètres du milieu.....	49
II.3.1.1.2. Éléments nutritifs	51
II.3.1.2. Populations phytoplanctoniques.....	55
II.3.1.2.1. Richesse spécifique.....	55
II.3.1.2.2. Densité totale des cellules du phytoplancton (Dt).....	55
II.3.1.2.3. Dominance relative.....	56
II.3.1.2.4. Diversité spécifique	60
II.3.1.2.5. Espèces du phytoplancton productrices des toxines	62
II.3.2. Estuaire de Oued Laou	67
II.3.2.1. Paramètres environnementaux	67
II.3.2.1.1. Paramètres du milieu.....	67
II.3.2.1.2. Éléments nutritifs	68
II.3.2.2. Populations phytoplanctoniques.....	72
II.3.2.2.1. Richesse spécifique.....	72
II.3.2.2.2. Densité totale phytoplanctonique (Dt)	74
II.3.2.2.3. Dominance relative.....	75
II.3.2.2.4. Diversité spécifique	77
II.3.2.2.5. Phytoplancton toxique.....	79

II.4. Discussion:	83
II.4.1. Paramètres environnementaux	83
II.4.2. Facteurs limitant de la croissance du phytoplancton	88
II.4.3. AFD - variation saisonnière des paramètres environnementaux	92
II.4.4. AFD - variation saisonnière de la population phytoplanctonique	96
II.4.4.1. Baie de M'diq	96
II.4.4.2. Estuaire Oued Laou.....	97
II.4.5. AFD - Variation saisonnière des espèces toxiques :	98
II.5. Conclusion :	104

Chapitre III : Evolution spatio-temporelle de *Gymnodinium catenatum*, le genre *Pseudo-nitzschia* et la contamination des bivalves par les phycotoxines

III.1. Introduction.....	110
III.2. Matériels et méthodes :	110
III.2.1. Sites de prélèvement :	110
III.2.2. Communauté phytoplanctonique durant le Bloom de <i>Gymnodinium catenatum</i> : ..	111
III.2.3. Evolution spatio-temporelle de <i>Gymnodinium catenatum</i> et genre <i>Pseudo-nitzschia</i> :	111
III.2.4. Identification des espèces du genre <i>Pseudo-nitzschia</i> :	111
III.2.5. Analyses des phycotoxines paralysantes (PSP) dans les bivalves :	112
III.2.6. Analyse des acides domoïques chez les mollusques bivalves :	112
III.3. Résultats:	113
III.3.1. Communauté phytoplanctonique durant le Bloom de <i>Gymnodinium catenatum</i> : ...	113
III.3.2. Evolution spatio-temporelle de <i>Gymnodinium catenatum</i> :	114
III.3.3. Evolution spatio-temporelle du genre <i>Pseudo-nitzschia</i> :	118
III.3.3.1. Densité :	118
III.3.3.2. Variétés du genre <i>Pseudo-nitzschia</i> :	120

III.3.4. Niveaux de phycotoxines dans les bivalves étudiés :	128
III.3.4.1. Contamination des bivalves par les phycotoxines paralysantes :	128
III.3.4.2. Contamination des bivalves par l'acide domoïque :	128
III.4. Discussion :	134
III.4.1. <i>Gymnodinium catenatum</i> et toxines paralysantes :	134
III.4.2. <i>Pseudo-nitzschia</i> et acide domoïque dans la chair des bivalves :	134

Chapitre IV : Cinétique d'élimination des toxines paralysantes chez la coque rouge et le vernis

V.1. Introduction :	142
V.2. Matériel et méthodes :	142
V.2.1. Prélèvement des bivalves :	142
V.2.2. Expérience de dépuraison :	143
V.2.3. Analyse des phycotoxines paralysantes :	143
V.3. Résultats :	144
V.3.1. Dépuraison des toxines paralysantes dans la coque rouge :	144
V.3.2. Dépuraison des toxines paralysantes dans le vernis :	144
V.4. Discussion :	146
Conclusion générale	150
Références bibliographiques	154
Annexes	168

Introduction générale

Introduction générale

Le Maroc dispose des zones côtières très étendues et prolongées sur deux façades maritimes : l'Atlantique et la Méditerranée, lui conférant une richesse et une diversité en ressources halieutiques et marines assez importantes, générant par ailleurs une activité socio-économique considérable. Ces zones côtières regroupent généralement une importante population humaine, pouvant être à l'origine d'une anthropisation qui n'est pas sans conséquences négatives sur la biodiversité ou encore sur les pêcheries localisées dans cette région du littoral de Tétouan.

En effet, depuis quelques décennies, les côtes méditerranéennes marocaines occidentales connaissent une intensification et une diversification des activités socioéconomiques dont l'impact négatif (rejets de déchets liquides et solides non traités) constitue des menaces sérieuses sur l'environnement. Les déchets liquides, regroupant les effluents urbains, agricoles et industriels non traités, sont riches en contaminants organiques, chimiques (métaux traces et fertilisants azotés) et biologiques ce qui affecte la qualité de l'environnement marin côtier et engendre diverses menaces pour la santé publique.

L'une de ces menaces qui a causé de sérieux problèmes pour la santé publique au Maroc est la contamination des mollusques bivalves par des toxines produites par des microalgues marines. Ce phytoplancton fait partie des constituants de l'écosystème marin mais les éléments polluants paraissent parmi les facteurs qui stimulent le développement et la prolifération de ces microorganismes. Les nombreux problèmes générés par ce type de contamination au Maroc ont été à l'origine de la mise en place du réseau de surveillance de la salubrité du littoral à l'INRH depuis 1996, chargé d'un suivi de surveillance régulière de l'ensemble des gisements coquilliers le long des côtes marocaines. Ce réseau assure quatre programmes de surveillance, parmi lesquels on cite la surveillance des toxines des microalgues (phycotoxines) et la surveillance des efflorescences microalgales nuisibles.

Le suivi des efflorescences phytoplanctoniques nuisibles et des phycotoxines dans les côtes méditerranéennes occidentales marocaines a révélé la présence des proliférations récurrentes de certaines espèces phytoplanctoniques produisant des phycotoxines filtrées et bioaccumulées par les bivalves. Ainsi, le développement de ces espèces toxiques et le taux élevé de contamination chez les bivalves dans la région étudiée soulèvent le problème de l'impact des conditions environnementales sur la prolifération des différentes populations et

sur l'organisation et la structure de ces communautés microalgales. L'inventaire des taxons producteurs de biotoxines et les conditions biotiques et abiotiques qui favorisent leur développement ainsi que l'accumulation par les organismes benthiques filtreurs ont fait l'objet de cette étude. Le processus d'élimination des phycotoxines chez les bivalves a été également abordé.

Afin d'aboutir à des résultats fiables, deux écosystèmes ont été régulièrement échantillonnés par identification, comptage et analyses : la baie de M'diq et l'estuaire de Oued Laou. Ces deux sites sont connus par la récurrence d'épisodes de proliférations phytoplanctoniques dont certains, toxiques, provoquent de sérieuses nuisances et des problèmes d'ordre sanitaire, soit directement ou indirectement (démangeaisons, gêne oculaire ou respiratoire, troubles neurologiques et gastriques) pouvant parfois entraîner la mort. Ces pullulations sont sporadiques et connus sous le nom de « HAB » (Harmful Algal Blooms). Leur augmentation en fréquence, intensité et étendue géographique est aujourd'hui avérée (Hallegraeff, 1995 et Smayda, 2002).

Ces deux sites connaissent une activité importante de pêche artisanale de coquillages à partir des gisements coquilliers naturels composés principalement de la coque rouge et du vernis. Il existe également une activité de mytiliculture dans de la baie M'diq. La pêcherie de la coque rouge et du vernis durant l'année 2005 a atteint, selon la délégation des pêches maritimes à M'diq, 1200 tonnes dans les deux sites (baie M'diq et l'estuaire Oued Laou). Selon les travaux de surveillance sanitaire réalisée par l'INRH, ces deux bivalves subissent des contaminations récurrentes par les phycotoxines paralysantes. Cette contamination varie d'un site à l'autre en termes de niveau des toxines. En effet, certaines zones de la frange littorale présentent des niveaux de contaminations plus élevés que d'autres zones. La contamination de la coque rouge par les phycotoxines paralysantes durant la période 2005 - 2007, a montré un taux moyen annuel de contamination plus élevé au niveau de l'estuaire Oued Laou (314,7 µg STX-équivalents/100g de chair) par rapport au taux enregistré dans la baie de M'diq (88,5 µg STX-équivalents/100g de chair). Durant cette même période, aucune contamination par ces toxines chez le vernis au niveau de la baie M'diq n'a été signalée, contrairement à l'estuaire de Oued Laou, où une quantité non négligeable de toxines (74,1 µg STX-équivalents/100g de chair) a été enregistrée. La contamination de ces deux bivalves par les phycotoxines subit par conséquent de grandes fluctuations ; les fortes concentrations coïncident avec les périodes

d'apparition des espèces toxiques. L'étude prendra en considération les principaux facteurs dont dépend la croissance des microalgues.

Les principaux facteurs environnementaux affectant la croissance des microalgues sont la lumière, la stratification des eaux due à la stratification de salinité, la température, la disponibilité des éléments nutritifs et la turbidité (Gaillard 2003). Ces différentes composantes affectent la production primaire phytoplanctonique d'une manière générale et leur développement en particulier. Les phycotoxines produites par ces microalgues sont bio-accumulées chez les bivalves qui, une fois consommés, peuvent causer des perturbations sanitaires sérieuses chez l'homme. L'étude se fixe comme objectifs :

- Le suivi de l'évolution temporelle des communautés phytoplanctoniques nuisibles au niveau de deux zones conchylicoles (baie de M'diq et estuaire de Oued Laou) ;
- L'étude des paramètres du milieu qui contrôlent la croissance du phytoplancton d'une manière générale et les espèces toxiques en particulier ;
- L'identification des variétés de *Pseudo-nitzschia* proliférant dans les deux sites d'étude ;
- L'étude expérimentale du processus de contamination et décontamination des deux bivalves par les phycotoxines paralysantes (PSP) et amnésiantes (ASP) afin de mieux comprendre leurs rôles dans la variabilité des niveaux de contamination inter-espèces (coque rouge et vernis) et inter-sites (baie M'diq et estuaire Oued Laou).

Le présent manuscrit se compose de quatre chapitres : Le premier est consacré à une synthèse bibliographique sur le phytoplancton toxique en relation avec les différents types de phycotoxines reconnus à l'échelle mondiale et les intoxications par les phycotoxines au Maroc.

Le deuxième chapitre traite la variation spatio-temporelle des populations phytoplanctoniques et les espèces potentiellement toxiques le long des côtes méditerranéennes occidentales marocaines, en tenant en considération la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques tout en mettant l'accent sur les éventuelles corrélations.

Le troisième chapitre est focalisé sur l'étude détaillée de deux taxons réputés productrices des phycotoxines : *Pseudo-nitzschia spp* et *Gymnodinium catenatum*. Les principaux critères taxinomiques de ces deux taxons ainsi que l'évolution spatio-temporelle de leurs

concentrations sont décrites. En parallèle, des mesures de la teneur des acides domoïques et les phycotoxines paralysantes chez la coque rouge et le vernis sont présentées.

Le chapitre VI traite les expérimentations réalisées sur le processus d'élimination des phycotoxines paralysantes chez la coque rouge et le vernis dans les conditions du laboratoire. L'évolution du taux des phycotoxines paralysantes chez les deux espèces de bivalves (absence des sources de contamination) est présentée.

Une conclusion générale synthétise les différents résultats acquis et des perspectives établies à la lumière des résultats obtenus.

Chapitre I: Généralités sur le phytoplancton

Introduction

Le plancton est l'ensemble des organismes pélagiques animaux ou végétaux entraîné passivement par les mouvements d'eau (Reynolds 2006). Le phytoplancton représente la partie végétale de cet ensemble qui fréquente aussi bien les eaux marines que les eaux continentales.

Le phytoplancton et le phytobenthos jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes marins pour transformer le CO₂ en chlorophylle. Ce sont les producteurs primaires de la matière organique et de l'énergie indispensables pour les êtres vivants. Cette production primaire représente le maillon clé du processus trophique ainsi que le règlement général des cycles géochimiques planétaires (Reynolds 2006). Ces microalgues agissent sur le climat planétaire et contribuent aussi à la régulation du flux de carbone entre l'atmosphère et l'océan.

I.1. Biologie du phytoplancton :

Le mot « phytoplancton » vient du grec « Phytos » ou « usine » et Planktos qui signifie "vagabond" (Reynolds 2006). Le phytoplancton est composé de plantes microscopiques qui vivent dans l'eau d'océan, l'eau douce et dans d'autres écosystèmes aquatiques terrestres. Le phytoplancton dans les océans représente le maillon fondement de la chaîne alimentaire marine. Il constitue la base de l'alimentation chez les herbivores aquatiques, et c'est pourquoi la biodiversité des populations phytoplanctoniques est un facteur important. Le rythme de développement des populations microalgales conditionne ainsi le rythme de vie de leurs consommateurs (consommateurs primaires) et ceux-ci régulent, à leur tour, celui des carnivores qui les consomment (consommateurs secondaires). Le phytoplancton marin est le composant autotrophe produit dans l'océan et offrant une fonction écologique essentielle pour toute vie aquatique. Il constitue le début de la chaîne alimentaire pour les animaux aquatiques et agit sur l'équilibre de la quantité du carbone dans le globe terrestre et constitue une source majeure d'approvisionnement en oxygène de la Terre par la photosynthèse (Reynolds 2006).

A l'instar des végétaux terrestres, les microalgues sont sensibles à leur environnement, et évoluent selon un rythme saisonnier, avec un maximum de divisions cellulaires au printemps et à l'été. La qualité chimique de l'eau est l'un des facteurs déterminants pour le bon développement des populations phytoplanctoniques.

Les cellules phytoplanctoniques disposent d'un ensemble d'organites qui sont impliqués dans l'absorption, le transport et l'assemblage des éléments inorganiques (Figure 1). À l'intérieur du plasmalemme, il y a un noyau contenant les informations génomiques (ADN), le centre ribosomique de la synthèse des protéines est représenté par « RNA » et une partie de la structure des chloroplastes et des membranes des thylakoïdes est également présente. Superposée à la cellule est une série de flèches qui fournit une fragmentaire indication des voies principales situés à l'intérieur de la cellule. Les flèches se réfèrent, en partie, à la dynamique de réduction photosynthétique inorganique le dioxyde de carbone et en partie, à l'absorption et au transport intracellulaire des éléments nutritifs. En revanche, il existe certaines espèces qui peuvent transporter des grosses molécules organiques à travers leur membrane cellulaire, et certaines ont des enzymes à leur surface cellulaire pour la décomposition des plus grosses molécules organiques avant de transporter les nutriments. Certaines espèces ont la capacité de phagocyter d'autres espèces phytoplanctoniques, particules et / ou grosses molécules (Figure 2).

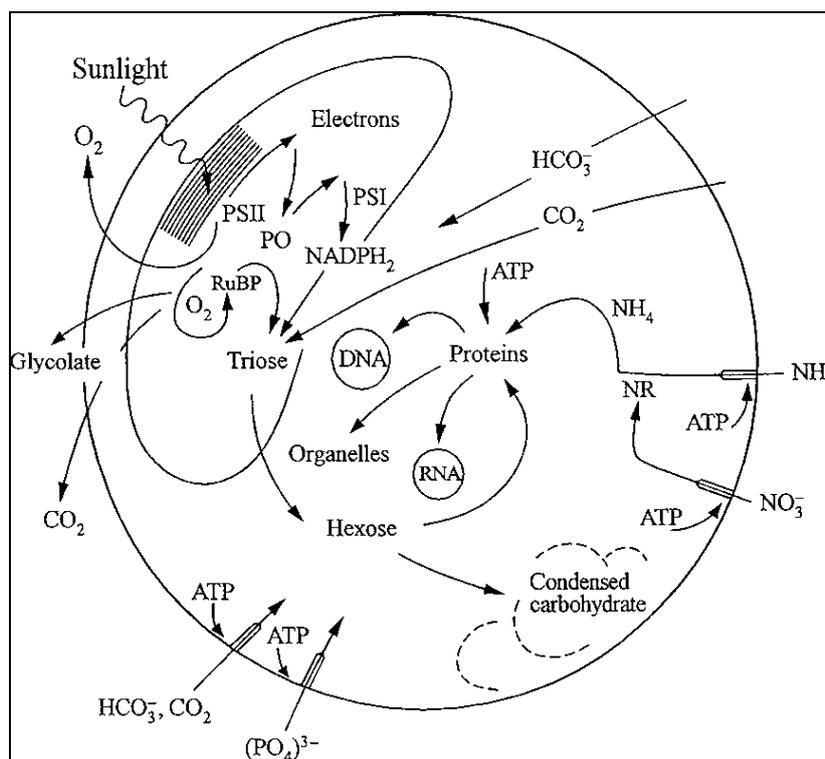


Figure 1- Diagramme d'une cellule de phytoplancton, montre les voies essentielles pour l'assimilation et le déploiement des éléments nutritifs (Reynolds 1997).

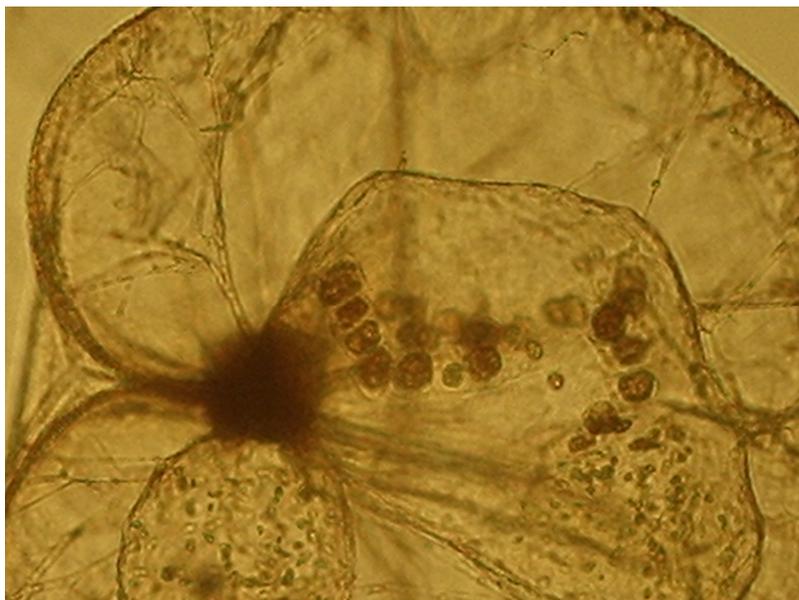


Figure 2- Cellules de *Chaetoceros* phagocytées par *Noctiluca scintillans* (photo prise durant le bloom de mars 2006)

I.2. Facteurs qui contrôlent la croissance du phytoplancton

Le développement du phytoplancton est sous l'effet de différents facteurs biologiques et physico-chimiques (Tableau 1). En effet, pour son développement, le phytoplancton a besoin de nutriments et d'énergie lumineuse. Pour cette raison, il faut avoir un apport de nutriments dans la zone euphotique par le biais de brassage lié à la turbulence des eaux. Généralement, la production de la matière organique est saisonnière suite à la variation des apports d'éléments nutritifs. La production primaire atteint son maximum durant la période de grande durée d'éclairement (printemps et été) avec présence des facteurs permettant le brassage des colonnes d'eau : vent, apport terrigène (Sournia 1991).

Outre sa croissance, les conditions du milieu agissent sur la physiologie du phytoplancton. Dans certaines conditions stressantes, en l'occurrence la déficience de certains éléments chimiques), la toxicité de certaines espèces augmente. C'est le cas de *Prymnesium pravam* qui produit des exotoxines fortement puissantes (ichthyotoxique, neurotoxique, cytotoxique, hepatotoxique et hemolytique). La toxicité de cette espèce augmente quand les cellules sont cultivées dans des habitats avec un déficit d'azote ou de phosphates (Granéli et al. 2003 ; Sengco et al. 2005 ; Hagström et al. 2005). Un examen de l'influence des phycotoxines extraites des cellules de *Prymnesium pravam* sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques a permis de constater leur pouvoir d'inhibition de la croissance des

espèces suivantes : *Thalassiosira weissflogii*, *Prorocentrum minimum* et *Rhodomonas cf. Baltica*. Ces observations suggèrent que les phycotoxines de *Prymnesium pravam* peuvent jouer un rôle allopathique et que la production des substances allopathiques est réglée par les conditions du milieu (Granéli et al. 2003).

Bien que toutes les espèces phytoplanctoniques partagent certaines exigences de base pour la croissance (lumière, dioxyde de carbone, nutriments, oligo-éléments, température et salinité), leur optimum en termes de ces exigences peut différer considérablement. Sur le plan nutritionnel, les Diatomées s'appuient uniquement sur la photosynthèse comme source d'énergie et ne peuvent pas survivre si elles sont transportées ci-dessous de la zone euphotique. Les Dinoflagellés, en revanche, ont plusieurs stratégies de survie, allant de la photosynthèse à la prédation et au parasitisme.

Les espèces phytoplanctoniques sont capables d'absorber les éléments nutritifs et les vitamines dans des proportions distinctes suivant les formes moléculaires de certains éléments nutritifs. En outre, il a été démontré que les chélateurs (composés qui attirent les ions métalliques traces), telles que celles dérivées des matières humiques, ont été démontrés qu'ils sont bénéfiques pour la croissance du phytoplancton (Granéli et al. 2003). Les efflorescences algales dans les différentes zones du monde ont couramment été associées et liées avec des précipitations et des ruissellements terrestres, les apports d'eau des rivières et les upwellings. La silice est un facteur limitant pour la croissance des Diatomées, tandis que l'azote et le phosphore peuvent être des facteurs limitants pour la croissance des Dinoflagellés.

Tableau 1- Facteurs contrôlant la croissance du phytoplancton

Facteurs favorisant la prolifération du phytoplancton	
Facteurs abiotiques	Facteurs biotiques
<ul style="list-style-type: none">• Température• Salinité• Sels nutritifs• Intensité lumineuse• Turbidité• Hydrodynamisme	<ul style="list-style-type: none">• Interactions intra et inter- spécifiques (allopathie, inhibition, synergie, compétition)• Interactions bactériennes (Hormone de croissance, Vitamine, Médiateurs)• Prédation (poisson et filtreurs planctophage)• Germination des Kystes (Endémiques, transportés)

I.3. Phytoplancton toxique et eaux rouges

Il y a environ 5000 espèces de phytoplancton marin recensées (Sournia et al. 1991). Sans le phytoplancton, la diversité et l'abondance de la vie marine dans les océans seraient compromises. Ce maillon constitue une source de nourriture pour les bivalves (coque rouge, vernis, moules, huîtres et pétoncles) et les petits poissons pélagiques (anchois, sardinelles et sardine).

Le phytoplancton marin se développe et prolifère de manière permanente avec des efflorescences toxiques qui se produisent et dont la fréquence a augmenté dans le monde depuis les années 1980. Bien que les causes de cette apparente augmentation ne soient pas claires, plusieurs auteurs ont suggéré des raisons : (1) apport nutritif accru dans les zones côtières par les activités humaines, (2) changement climatique à grande échelle (réchauffement climatique), (3) transport des espèces toxiques dans les eaux de ballast des navires, (4) l'utilisation accrue de la récolte des ressources côtières et de l'aquaculture et (5) une surveillance renforcée par les organismes gouvernementaux.

Le terme couramment utilisé « eau rouge » est assez trompeur, car la pullulation de la majorité des espèces du phytoplancton traduit par des changements de la coloration de l'eau de mer à une coloration brune, verte et jaune même. Bien que les Diatomées soient plus nombreuses que les Dinoflagellés en termes de nombre d'espèces, les Dinoflagellés sont associés à des occurrences dans le monde entier des marées rouges. Le phénomène de la bioluminescence est une caractéristique unique de certaines espèces d'eaux rouges, lumière produite par certaines espèces de Dinoflagellés (*Noctiluca scintillans*, *Lingulodinium polyedra*, *Prorocentrum micans*...). A forte concentration, ces espèces peuvent changer la coloration d'eau de mer. La coloration engendrée pouvant varier du vert au rouge est liée à la pigmentation dominante chez l'espèce en question.

Certaines espèces de phytoplancton peuvent avoir des effets nocifs sur les organismes à différents niveaux trophiques. La prolifération de certaines espèces non toxiques peut entraîner la mortalité massive des petits poissons suite à l'appauvrissement de l'oxygène dissous du milieu aquatique ou par colmatage des branchies des poissons. Les espèces phytoplanctoniques qui posent le plus grand risque pour la vie marine et pour les humains, sont celles qui produisent des phycotoxines marines. Ces toxines naturelles sont concentrées chez les différentes espèces à différents niveaux trophiques : mollusques bivalves (moules, palourdes, huîtres) et poissons (anchois, sardine). Ces différentes espèces consomment du

phytoplancton et concentrent les phycotoxines marines dans leur chair. Par cette bioaccumulation, le danger d'intoxication augmente dans les maillons de la chaîne alimentaire (plus gros poissons, oiseaux de mer, mammifères marins et les humains).

I.4. Les différentes intoxications marines

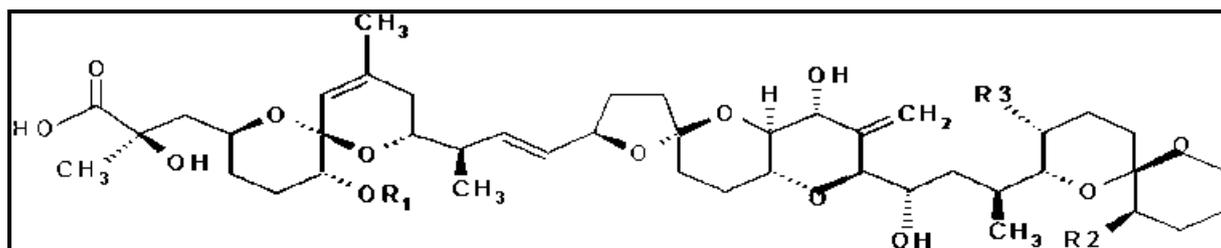
Les phycotoxines produites par les espèces toxiques du phytoplancton présentent une grande variabilité dans la structure moléculaire, l'activité biologique et le mode d'action. La classification des phycotoxines, basée sur les effets toxicologiques et sur les organismes vecteurs de cette toxicité, laisse distinguer entre sept grandes familles.

I.4.1. Intoxications diarrhéiques par les fruits de mer (DSP)

La Diarrhic Shellfish Poisoning ou Intoxication Diarrhéique (DSP) par les fruits de mer (IDFM) est le type de toxine produit par certaines espèces du genre *Prorocentrum* et par la majorité des espèces du genre *Dinophysis*.

Ce groupe d'algues est responsable d'intoxication diarrhéique chez les consommateurs des fruits de mer contaminés par la DSP. A la différence des espèces d'eaux rouges (proprement dites), ces espèces ne provoquent pas de coloration particulière de l'eau. Il suffit de quelques centaines de cellules par litre (≈ 400 Cells/L) pour produire des intoxications par les bivalves.

L'intoxication diarrhéique par les fruits de mer est due à l'acide okadaïque ou/et à son dérivé dinophysistoxine (DTX 1, DTX 2 et DTX 2B) (figure 3) (Draisci et al. 1998, Paulo et al. 2003, 2004, Lincoln et al. 2005 et Paulo et al. 2006). La production de ce type de toxines a été confirmée chez certaines espèces à savoir, *D. tripos*, *D. fortii*, *D. norvegica*, *D. acuminata*, *D. acuta* et *D. rotundata* (Lee et al. 1989, Sascha et al. 2003, Morono et al. 2003, Lincoln et al. 2005). Ces toxines provoquent l'inhibition des enzymes phosphatases (PP 1 et PP 2A) et provoquent par conséquent, chez le patient de la diarrhée, la nausée et le vomissement et dans les cas extrêmes la mort (Sar et al. 2002).



Avec:	R1	R2	R3
okadaic acid (OA)	H	H	CH ₃
dinophysistoxin-1 (DTX1)	H	CH ₃	CH ₃
dinophysistoxin-2 (DTX2)	H	CH ₃	H
dinophysistoxin-3 (DTX3)	acyl	CH ₃	CH ₃

Figure 3- Structure moléculaire de l'acide okadéique et ces dérivés (Wright, 1995)

I.4.2. Intoxications amnésiques par les fruits de mer (ASP)

L' (ASP) « Amnésic Shellfish Poisoning (Intoxication Amnésique par les Fruits de mer) est aussi connue comme acide domoïque empoisonnant (DAP), car l'amnésie n'est pas toujours présente. Elle a été d'abord reconnue en 1987 dans l'île de Prince Edouard au Canada entraînant la mort de trois personnes et 105 cas d'empoisonnement aigu après consommation de moules. Les symptômes ont inclus des crampes abdominales, des vomissements, désorientation et perte de mémoire (amnésie). La toxine causative est l'acide domoïque (AD) (figure 4) a été produite par l'espèce *Pseudo-nitzschia f. multiséries* (Hallegraeff 1995).

De nos jours, les seules espèces productrices des toxines amnésiques (ASP) sont : *Amphora coffeaeformis*, *Nitzschia navis-varginca* et *Pseudo-nitzschia spp.* Ce dernier genre, représenté par plusieurs espèces, a une distribution biogéographique très large et se trouve dans les zones côtières, estuariennes et océaniques (Hasle 1972, Richard 1987). La liaison entre la présence de l'acide domoïque (AD) chez les coquillages et chez d'autres organismes marins et certaines espèces de *Pseudo-nitzschia* a été démontrée (Bates et al. 1993, Amzil et al. 2001, Sar et al. 2002, Costa et al. 2005).

D'autre part, des études ont mis en évidence l'existence d'une interaction entre des bactéries et le phytoplancton dans la production des phycotoxines, où les bactéries peuvent jouer un rôle direct ou indirect. Bates et al. (2004), ont montré cette relation chez *P. multiseriata*, et ont noté l'existence d'une variation dans la production de l'acide domoïque suivant la présence ou l'absence des bactéries extracellulaires (épiphytiques).

Les récepteurs de l'acide glutamique présents au niveau du système nerveux central, sont la cible de l'acide domoïque. Cet acide provoque une sur-stimulation des récepteurs ioniques, entraînant une dépolarisation par ouverture des canaux perméables aux ions Na⁺ et aux ions Ca²⁺ qui pénètrent dans le corps cellulaire des cellules nerveuses (Sar et al. 2002, Trainer et al. 2004).

I.4.3. Intoxications paralytiques par les fruits de mer (PSP)

Les phycotoxines paralysantes (PSP-toxines) forment une famille d'une vingtaine de molécules chimiquement proches, dont la toxine de base est la Saxitoxine (SXT) (Band-Schmidt et al. 2005) (figure 67). Ce type de phycotoxine touche principalement le système nerveux par le biais d'une inhibition de la dépolarisation du potentiel membranaire et de la propagation du potentiel d'action par blocage des canaux Na⁺ (Tréguer et al. 1998, Sar et al. 2002) provoquant une paralysie, d'où découle cette dénomination. Ce phénomène présente une large distribution mondiale (Hallegraeff 1993). Ce type de phycotoxine est produit principalement par des micro-algues appartenant à la classe des Dinoflagellés à savoir : *Gymnodinium catenatum*, *Pyrodinium bahamense* et la plupart des espèces du genre *Alexandrium* (Hallegraeff 1995).

Le premier rapport évoquant l'intoxication chez l'homme après ingestion de coquillage date de 1793. Cette intoxication a touché l'équipage du capitaine Vancouver sur la côte Ouest du Canada (Hallegraeff 2003). Sur les côtes marocaines, la présence de ce type de phycotoxine a été notée, notamment le long des côtes occidentales méditerranéennes pour une espèce de bivalve (*Acanthocardia tuberculata*) (Taleb 2005). Cette contamination est permanente avec des taux variables suivant les sites et les périodes de collecte. Les fortes concentrations coïncident avec l'apparition de *Gymnodinium catenatum* et/ou *Alexandrium spp.*

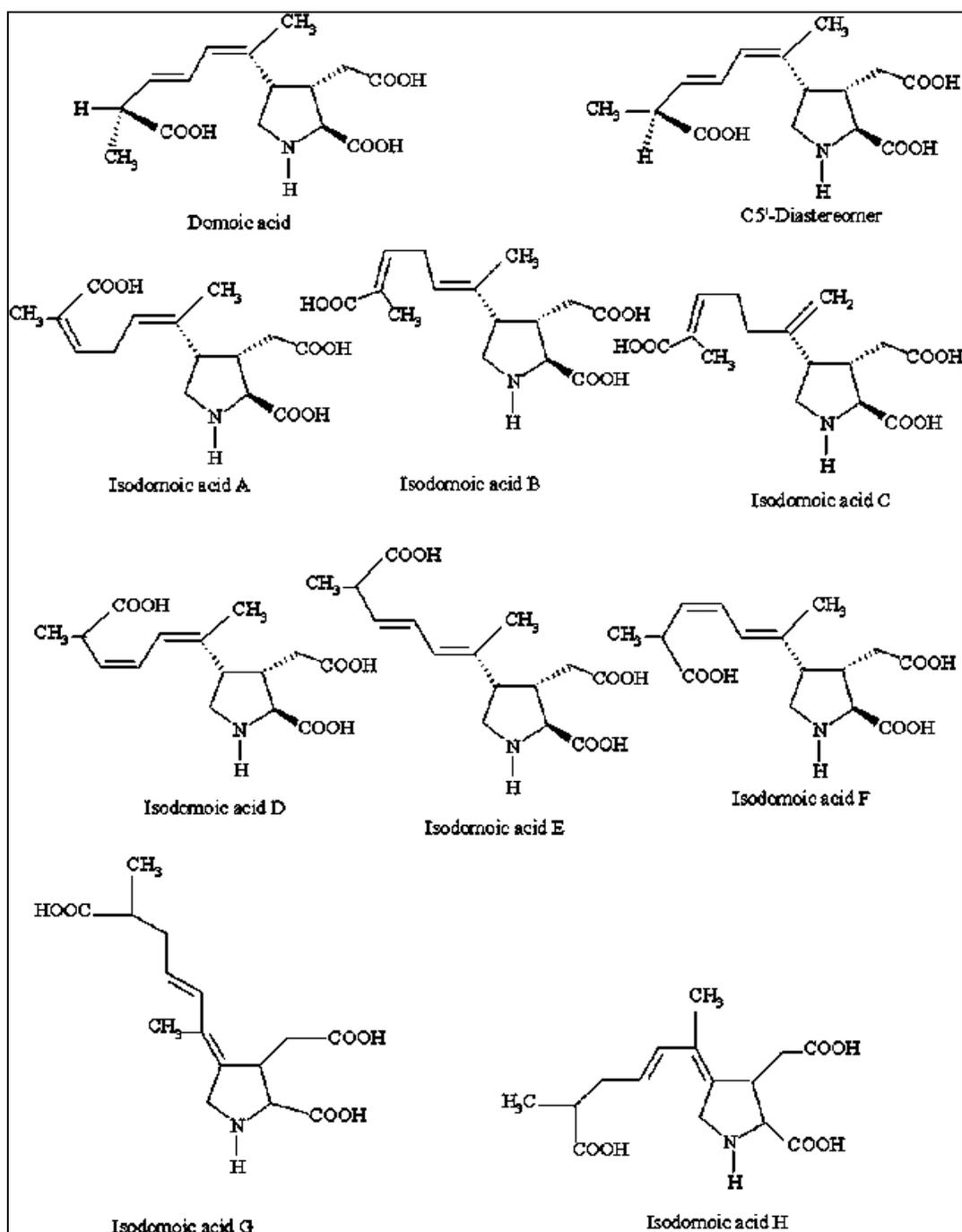


Figure 4- Structure moléculaire de l'acide domoïque et ces isomères (Wright and Quilliam 1995)

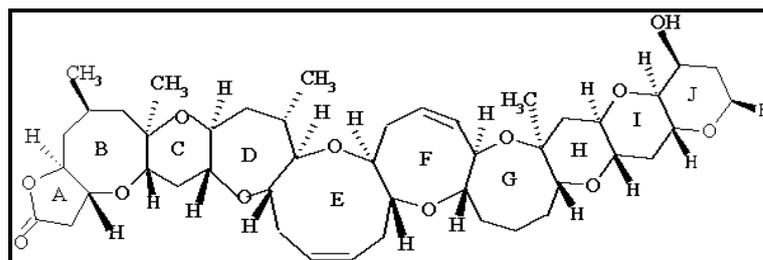
I.4.4. Intoxications neurotoxiques par les fruits de mer (NSP) :

La (Neurotoxic Shellfish Poisoning) (NSP), (Intoxication Neurologique par les Fruit de Mer) (INFM), aussi connue comme brevetoxine, est une neurotoxine très puissante désignée par PbTx-1 à PbTx-9 (figure 5) (Cembella et al. 1995, Lorraine et al. 2003). Cette toxine est responsable de la mort de poissons, de mammifères et d'autres organismes marins. La toxicité est liée à la dépolarisation des cellules musculaires et nerveuses par activation des canaux Na⁺ voltage dépendants. Ces toxines présentent un risque humain associé à l'inhalation d'aérosols des marées rouges (Yung et al. 2005). L'espèce en cause est *Karenia brevis* (autre fois connue comme *Gymnodinium breve*) et peut former des eaux colorées. De nos jours, cette espèce est localisée uniquement dans le Golf de Mexique, au niveau des côtes de la Floride (USA) et en Nouvelle Zélande.

I.4.5. intoxication azaspiradiques (AZP) :

En 1995 aux Pays-Bas, après ingestion des moules contaminés, huit personnes ont tombé malades. Bien que les symptômes ressemblent à ceux de diarrhéiques shellfish poisoning (DSP), les concentrations de toxines DSP majeurs ont été très faibles (Satake et al. 1998a). Dans une autre étude réalisée par Satake et al. (1998b), la structure de l'azaspiracide de l'extrait des moules contaminées a été élucidée. En plus, azaspiracide (AZA), quatre analogues AZA 2 à AZA5 ont été isolés et leurs structures chimiques ont été déterminées (figure 6) (Ofuji et al. 2001).

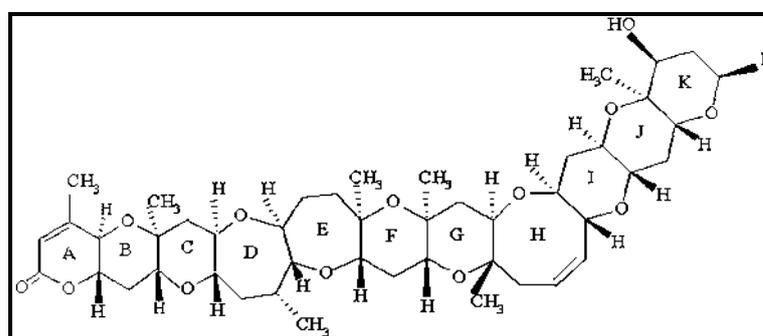
L'origine ultime d'azaspiracide est probablement un Dinoflagellé en raison de la structure de polyéther très oxygéné. Cependant, dans une étude, Peperzak (2002) suggère que l'AZP est produite par *Protoceratium crassipes*. En revanche, McMahon (2000) suggère que l'organisme responsable appartient au genre *Protoperidinium*.



Brevetoxines type 1 (A): PbTx-1, R = CH₂C(=CH₂)CHO

PbTx-7, R=CH₂C(=CH₂)CH₂OH

PbTx-10, R=CH₂CH(CH₃)CH₂OH



Brevetoxines type 2 (B): PbTx-2 R = CH₂C(=CH₂)CHO

oxidized PbTx-2 R=CH₂C(=CH₂)COOH

PbTx-3 R=CH₂C(=CH₂)CH₂OH

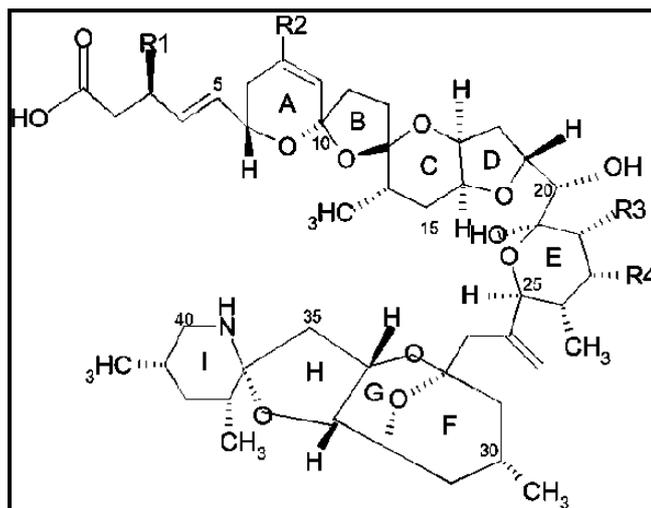
PbTx-8 R=CH₂COCH₂Cl

PbTx-9 R=CH₂CH(CH₃)CH₂OH

PbTx-5 the K-ring acetate of PbTx-2

PbTx-6 the H-ring epoxide of PbTx-2

Figure 5- Structure chimique de la toxine brevetoxine et ces analogues isolées chez des bivalves contaminés (Hua *et al.* 1996)



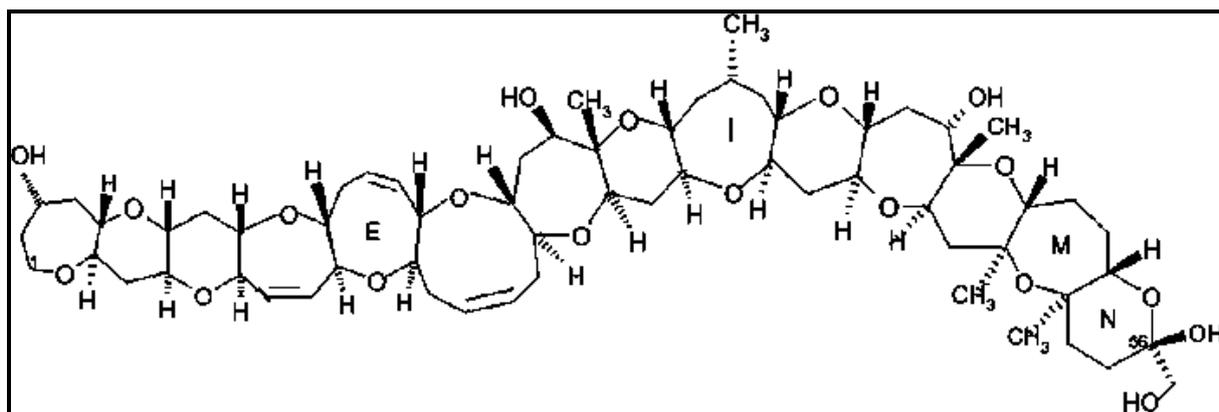
	<u>R₁</u>	<u>R₂</u>	<u>R₃</u>	<u>R₄</u>
azaspiracid (AZA)	H	H	CH ₃	H
azaspiracid-2 (AZA2)	H	CH ₃	CH ₃	H
azaspiracid-3 (AZA3)	H	H	H	H
azaspiracid-4 (AZA4)	OH	H	H	H
azaspiracid-5 (AZA5)	H	H	H	OH

Figure 6- structure moléculaire des toxines azaspiradique et ces analogues (Ofuji *et al.* 2001).

I.4.6. Intoxications ciguatériques (CFP) :

La Ciguatera Fish poisoning (CFP), sont des dénominations qui désignent une intoxication provoquée par l'ingestion de la chair de poisson. Gambierdiscus toxicus est considérée comme le maillon initial de transfert des phycotoxines ciguatera par le biais des poissons. Ces toxines arrivent jusqu'à l'homme.

La structure moléculaire de la toxine ciguatera et ces congénères ont été élucidées (figure 7) (Ofuji *et al.* 2001). Des modifications de structure ont été principalement observées dans les deux terminus de molécules des toxines et principalement par oxydation (Yasumoto *et al.* 2000, Naoki *et al.* 2001). CTX-1 est la toxine majeure trouvée dans les poissons carnivores contaminés et pose un risque pour la santé humaine à des concentrations supérieures à 0,1 µg/kg de poisson (Yasumoto *et al.* 2000).



C-CTX-1 (C-CTX-2)

The energetically less favoured epimers, P-CTX-2 (52-epi P-CTX-3), P-CTX-4A (52-epi P-CTX-4B) and C-CTX-2 (56-epi C-CTX-1) are indicated in parenthesis. 2, 3-Dihydroxy P-CTX-3C and 51-hydroxy P-CTX-3C have also been isolated from Pacific fish (Lewis 2001).

Figure 7- Structure moléculaire des toxins ciguatériques (CTXs) (Lewis 2001)

I.4.7. Intoxications cyan bactériennes

Ces types de phycotoxines sont fréquents dans les eaux douces, avec prolifération de certaines espèces dans les zones saumâtres. Les cyanobactéries eutrophisantes toxiques sont nombreuses et produisent des phycotoxines variés : des hépatotoxines (*Microcystis aeruginosa*, *Nostoc sp.*, *Oscillatoria agardhii*, etc) et des neurotoxines (*Anabaena flos aquae* et *Aphanizomenon flos aquae*) ainsi que des dermatotoxines (Hallegraeff 2002, Silvano 2005).

I.5. Les eaux rouges et les épisodes des toxines au Maroc

Au Maroc, les premières observations de ce phénomène datent de 1971, où une mortalité très importante de poissons dans la zone Sud de Tan Tan (Maroc) a été enregistrée (Boubrean 1979 in Bennouna 1999). Le même phénomène a été reproduit en août 2005 dans la même zone. Dans ce cas, la coloration est due à une prolifération massive de *Karenia mikimotoi* avec des mortalités importantes de poissons. *Karenia mikimotoi* est réputée productrice des toxines de type ichtyotoxinique. Elle s'est avérée responsable des mortalités de poissons dans plusieurs zones à l'échelle mondiale (Hallegraeff 2002). Dans les côtes

méditerranéennes occidentales marocaines, le premier constat de mortalité de poissons date de 2005, où des irritations dermiques chez les pêcheurs ont été enregistrées suite à des proliférations massives de Cyanobactéries toxiques (Rijal leblad 2006).

Au niveau de la zone atlantique nord marocaine, une eau colorée due à la prolifération de *Lingulodinium polyedra* a été signalé en 1999 (Bennouna et al 2002). Durant l'été 2003, les côtes atlantiques marocaines ont été sujet de coloration anormale brun-rouge due à la présence massive de deux espèces *Lingulodinium polyedra* et *Prorocentrum micans* (Rijal leblad 2003), avec un bloom de *Lingulodinium polyedra* suivi de *Prorocentrum micans*. Cette concomitance des deux espèces (*Lingulodinium polyedra* et *Prorocentrum micans*) a été signalée par plusieurs auteurs (Palma 2000), avec toutefois l'existence d'un petit décalage temporaire entre le climax des deux espèces (Rijal leblad 2003). Une augmentation de la concentration de *Lingulodinium polyedra* au départ est suivie de celle de *Prorocentrum micans*, l'augmentation de cette deuxième espèce coïncide avec la phase de déclin de la première. En plus du changement de la coloration de la masse d'eau, *Lingulodinium polyedra* et *Prorocentrum micans* peuvent changer la coloration de l'hépatopancréas des bivalves tels le cas des moules qui deviennent "Sanguinolentes" d'où une certaine dépréciation de leur qualité commerciale. Les côtes méditerranéennes ont connu des eaux colorées dues principalement à la présence de l'espèce *Noctiluca scintillans*. C'est la seule représentante de ce genre. Cette espèce a provoqué des eaux rouges le long des côtes méditerranéennes marocaines durant la période printanière. Ces eaux colorées ont été observées durant la même période mars – mai de l'année 2004, 2005 et 2006 (Daoudi 2004, Rijal leblad 2006).

Le premier rapport d'intoxication par les fruits de mer au Maroc, date de novembre 1971 et octobre 1975 (Essaid 1977). En octobre 1982, des phycotoxines paralysantes ont causé de nombreuses intoxications et deux décès (Bourhili 1984). Les patients ont eu des réactions allergiques généralisées et localisées, avec étouffement de la gorge, une sensation de soif, de sueur, des douleurs abdominales, de paralysie au niveau du visage, des vomissements et des troubles de la sensibilité type anesthésique et céphalées (Bourhili 1984). En novembre 1994, un grand nombre de personnes ont été intoxiquées enregistrant quatre décès après l'ingestion de moules contaminées par les phycotoxines paralysantes (Taleb et al. 2001). La première intoxication humaine causé par l'acide domoïque après l'ingestion de moules probable remonte à 1978 à Al-Hoceima (côte méditerranéenne). Les patients ayant mangé *Mytilus galloprovincialis* contaminé par les phycotoxines. Les patients souffraient de la perte

de mémoire et de désorientation. Les symptômes enregistrés chez les patients (amnésie), indiquent qu'il est fort probable que la contamination est causée par les phycotoxines amnésiantes (Acide Domoïque).

Pour ces raisons et afin de protéger la santé publique, les mollusques bivalves destinés pour la consommation sont régulièrement surveillés par l'INRH (Institut National de Recherche Halieutique). Depuis 1996, tous les sites de récolte des coquillages naturels et des mollusques d'élevage au Maroc sont systématiquement soumis à une évaluation périodique et régulière des polluants chimiques et biologiques par INRH. Le suivi des efflorescences nuisibles et des analyses régulières de phycotoxines, font partie intégrante de ce programme de suivi.

Le suivi a montré la présence des proliférations importantes de certaines espèces toxiques et potentiellement toxiques avec des contaminations des bivalves par différents types de phycotoxines notamment : les phycotoxines paralysantes, les phycotoxines diarrhéiques et les phycotoxines amnésiantes. Ces trois types de phycotoxines sont enregistrés dans les côtes atlantiques et méditerranéennes.

Dans les côtes méditerranéennes, des contaminations de la coque rouge, du vernis et de la moule par les phycotoxines paralysantes (PSP) ont été enregistrées à plusieurs reprises (Rijal leblad 2006). Les contaminations sont dues à des proliférations récurrentes de *Gymnodinium catenatum* (Rijal leblad 2006). Cette espèce prolifère durant la période septembre – février de chaque année. Le genre *Pseudo-nitzschia* a souvent été observé au large de la côte ouest méditerranéen du Maroc. Ce genre prolifère durant la période avril-octobre. Les fortes concentrations sont enregistrées durant la période printanière et au début d'automne. Les analyses des acides domoïques dans la chair des bivalves qui n'ont pu démarrer qu'en 2006 ont montré la présence des acides domoïques dans les bivalves suite à des proliférations de *Pseudo-nitzschia* à des teneurs inférieures au seuil normatif (20µg AD/g de chair) (suivi de INRH). La détection des toxines diarrhéiques dans la chair des bivalves des côtes atlantiques a été notée à plusieurs reprises. Par contre, dans les côtes méditerranéennes, ce type de phycotoxine n'a été identifié qu'en été 2006 par le réseau de surveillance de l'INRH.

Chapitre II :

**Etude des populations phytoplanctoniques et paramètres
du milieu:**

Baie de M'diq et l'estuaire d'Oued Laou

Introduction

La communauté phytoplanctonique se caractérise par une importante diversité, et par conséquent des taux de croissance variables et des réponses rapides aux changements environnementaux (Cloern 2001). Les variations de la composition spécifique sont attribuées à plusieurs facteurs environnementaux : physiques (lumière, température, turbulence), chimiques (nutriments, chélateurs organiques, vitamines) et biologiques (compétition et prédation). Pour comprendre la structure et le fonctionnement d'un écosystème, il est nécessaire de connaître les différents éléments qui le composent, et la distribution des organismes dans le temps et dans l'espace.

En effet la succession des peuplements phytoplanctoniques est principalement contrôlée par les conditions environnementales locales, ainsi que par la réponse de ces populations à leurs variations (Gailhard 2003). Ainsi, la connaissance des facteurs qui contrôlent la dynamique des communautés phytoplanctoniques dans leur ensemble serait nécessaire à la compréhension des mécanismes qui favorisent le développement des espèces nuisibles.

C'est dans cette optique que la présente étude a été menée sur la population phytoplanctonique au niveau de deux écosystèmes marins différents : la baie de M'diq et l'estuaire d'Oued Laou, situés sur les côtes méditerranéennes occidentales du Maroc. L'objectif de cette étude est d'apporter de plus amples connaissances sur la diversité phytoplanctonique et sur les espèces potentiellement toxiques au niveau des deux écosystèmes en questions. L'étude vise aussi à renseigner sur l'évolution générale des différentes communautés phytoplanctoniques et mettre en exergue leurs variations saisonnières. A cet égard, l'étude est structurée autour de trois questions :

- i) Quelles évolutions des peuplements phytoplanctoniques caractérisent les deux écosystèmes visés ?
- ii) Ces évolutions sont-elles différentes et ont-elles des liaisons avec les éventuelles variations des paramètres du milieu relatifs aux deux écosystèmes ?
- iii) Quelles sont les espèces potentiellement toxiques dans chaque écosystème ?

La méthodologie de travail a été basée sur des prélèvements hebdomadaires effectués au niveau de la baie M'diq et de l'estuaire d'Oued Laou (figure 8), durant un cycle d'une année

d'avril 2008 à juin 2009, avec environ 100 missions d'échantillonnage réalisées dans les deux écosystèmes pour une étude de la population phytoplanctonique et des paramètres du milieu. L'identification exhaustive des espèces composant la population phytoplanctonique a été effectuée pour chaque prélèvement, avec aussi un comptage des cellules.

II.2. Matériel et méthodes

II.2.1. Sites d'étude

L'estuaire d'Oued Laou représente le site 1 (S1) avec un point d'échantillonnage ayant les coordonnées géographiques suivantes (35°27',310N - 05°05',06W) alors que la baie de M'diq représente le site 2 (S2) avec un seul point d'échantillonnage ayant les coordonnées géographiques suivantes (35°41'646 N - 05°19'075 W).

Comme son nom l'indique, le site de l'estuaire d'Oued Laou reçoit en permanence les apports hydriques d'eau douce de la rivière d'"Oued Laou". Ce dernier prend naissance au niveau de la montagne "Jbel Tissoka" en province de Chefchaouen ; et parcourt une distance de 70 km jusqu'à l'estuaire Oued Laou. Il draine un bassin versant de 930 km² et alimente en eau douce le barrage de Talembote assurant l'irrigation d'une agriculture essentiellement familiale. En outre, il existe des entreprises d'extraction d'huile dont les effluents riches en matière organique sont rejetés en milieu naturel et sont ensuite drainée par des phénomènes de type torrentiel vers la mer via Oued Laou. Cette région est en général moins urbanisée. La végétation de l'arrière-pays est de type forestier et ressemble à celle peuplant de la zone sud de l'Espagne et du Portugal.

La baie de M'diq est située limitrophe au détroit de Gibraltar, notamment à son extrémité Sud-Est. Elle reçoit des apports continentaux fluviaux à régime torrentiel via Oued Smir, Oued Negro et Oued F'nideq. La zone côtière regroupe généralement une grande population humaine et connaît une activité anthropique diversifiée, dont l'impact se manifeste par une pollution importante surtout organique engendrée par le rejet direct en mer, des eaux usées non traitées sans aucun traitement préalable. En parallèle à l'urbanisation galopante, la baie de M'diq se caractérise par une grande activité touristique estivale avec deux ports de plaisance Kabila et Smir et une activité de pêche avec deux ports de pêche de M'diq et de F'nideq.

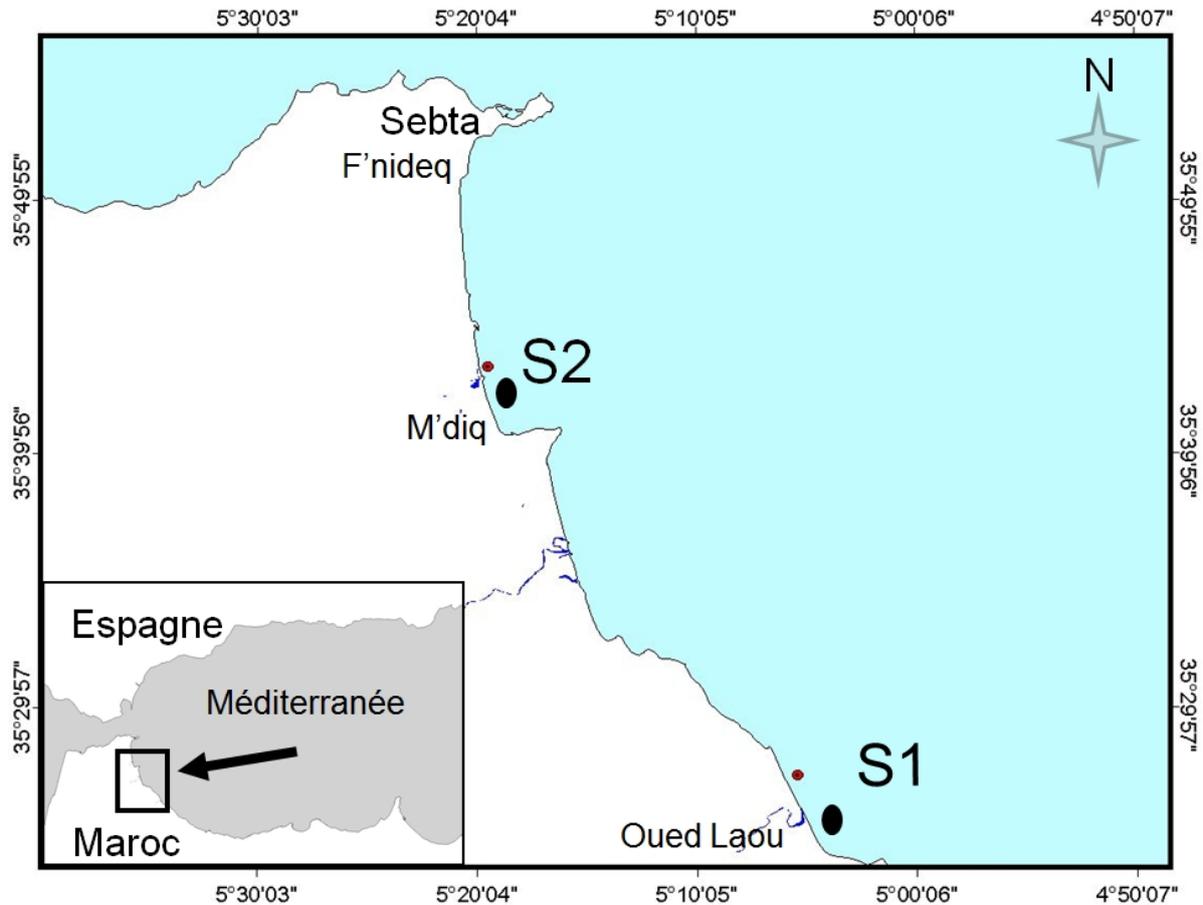


Figure 8-Localisation géographique des sites d'échantillonnage dans la baie de M'diq (S2) et dans l'estuaire d'Oued Laou (S1).

En effet, l'intensité des activités humaines dans des régions entourant des mers fermées et semi-fermées, telles que la mer Méditerranée, a toujours et à long terme constitué une forte incidence environnementale se traduisant par la dégradation côtière et maritime. Comme la plupart des zones côtières, les côtes méditerranéennes du Maroc sont confrontées à cette problématique de la contamination métallique. En effet, la zone est continuellement soumise à une forte pression des activités humaines. Ils reçoivent une quantité importante de déchets provenant des rejets industriels et urbains en plus de ceux engendrés par les activités touristiques et maritimes (Er-raioui et al. 2009, 2012). Les sources de la pollution hydrique sont multiples et constituent un problème d'actualité au Maroc qui se manifeste dans les périmètres irrigués et les zones d'activités économiques notamment. Parmi les causes de la pollution hydrique, figurent les unités industrielles concentrées essentiellement dans et autour des grandes villes. Parmi ces industries, certaines sont reconnues polluantes. Deux types

d'industries peuvent être distingués (1) ceux dont les rejets sont essentiellement organiques comme les sucreries et les huileries et (2) ceux dont les rejets contiennent des éléments toxiques : il s'agit des tanneries et de l'industrie du textile. Les rejets correspondent à des substances organiques banales, produits organiques de synthèse, hydrocarbures, sels minéraux, métaux lourds, polychlorobiphényles (PCB), chlorures, sulfates, cyanures, et à des sels d'arsenic. Le littoral de Tétouan (Méditerranée occidentale), un des points chauds du littoral méditerranéen marocain, connaît une urbanisation et une industrialisation galopante, ainsi qu'une activité portuaire et touristique assez importante. La pollution domestique est la principale source de contamination dans la zone. Les eaux domestiques sont rejetées sans aucun traitement au préalable, soit dans les Oueds que compte la frange littorale (Oued Martil, Oued Smir, Oued Laou), soit directement dans la mer. La deuxième source de pollution est issue des unités industrielles de la région principalement de la zone industrielle de Martil. Le volume des eaux usées rejeté au niveau de la frange littorale en question est supérieur à 50 000 m³ par jour, drainant plus de 21,5 t/j de matières oxydables et plus de 83,85 t/j de matières en suspension (Er-raioui et al. 2012). Ces eaux sont aussi chargés en certains métaux (Pb, Cu, Zn, Cd, Cr et Ni). La charge est lourde en plomb, cadmium, chrome et nickel qui, dans certains lieux, montrent des concentrations élevées.

II.2.1. Analyse du phytoplancton

Dans les deux sites S1 et S2, l'étude de la composition spécifique (genre et espèce) du phytoplancton, a été réalisée sur des échantillons d'eau de mer prélevés d'avril 2008 à juin 2009. Les prélèvements ont été effectués hebdomadairement au moyen d'une bouteille à renversement type Nansen, à une profondeur de 0,5 m de la surface de la mer. Les échantillons ont été fixés au Lugol acétique à raison de 2 à 3 ml/L d'eau de mer.

Pour la lecture des échantillons, la méthode adoptée est celle d'Uthermöl (1958). Les échantillons sont vigoureusement agités puis versés dans des cuves de sédimentation de 25ml. L'analyse des cuves n'est effectuée qu'après une nuit de décantation. Les observations sont effectuées à l'aide d'un microscope inversé de type LEICA DMIL.

II.2.3. Indices écologiques mesurés

II.2.3.1. Richesse spécifique (S)

La richesse spécifique (S) est définie par le nombre total de taxons identifiés dans un échantillon. C'est un élément qui indique la variété spécifique du peuplement. Autrement dit sa richesse en espèces. La richesse spécifique peut bien être un critère distinctif des écosystèmes ou des stations étudiées au sein d'un écosystème donné.

II.2.3.2. Densité totale des cellules du phytoplancton (Dt)

La densité du phytoplancton totale, correspond à la concentration totale de l'ensemble des taxons identifiés dans un volume d'eau. Elle permet de quantifier les populations phytoplanctoniques au niveau d'un milieu en se basant sur le nombre des cellules. Elle s'exprime en cellules par litre.

II.2.3.3. Dominance relative

Le degré d'organisation de tout peuplement est l'une de ses caractéristiques primordiales. Il reflète principalement la distribution des dominances relatives (D_r) de chaque espèce et le spectre des fréquences relatives de l'espèce la plus abondante à la plus rare. La dominance relative d'une espèce est le rapport entre sa densité cellulaire (D_a), en nombre de cellules par unité de volume, et la densité phytoplanctonique totale de l'échantillon (D_t) exprimée par la même unité :

$$D_r (\%) = (D_a / D_t) * 100.$$

II.2.3.4. Diversité spécifique

L'introduction, par les écologistes de la notion de la diversité spécifique avait pour but de rendre compte de l'inégale répartition des individus entre les espèces. Parmi les indices établis pour l'estimation de cette diversité, l'indice de Shannon (H') demeure le plus utilisé ; il est doté d'une supériorité incontestable sur les autres indices tels que celui de Margalef.

L'indice de Shannon représente toute une quantité d'information sur la structure du peuplement d'un échantillon donné et sur la manière de répartition des individus entre les différentes espèces. Un indice de diversité faible indique une communauté jeune à haut

pouvoir de multiplication avec dominance d'une ou d'un petit nombre d'espèces, tandis qu'un indice élevé caractérise des populations mûres présentant une composition spécifique complexe (Bougis 1974) avec une stabilité du peuplement relativement grande. D'après Sournia (1978), l'indice de diversité de Shannon (H') relatif à un échantillon correspond à la valeur en bits calculée à partir de la formule suivante:

$$H' = -\sum f_i \cdot \log_2 f_i$$

$$f_i = D_i/D_t$$

$$D_t = \sum D_i$$

Avec : f_i : fréquence relative de l'espèce

D_i : densité cellulaire de l'espèce I en cellules par litre

D_t : densité cellulaire totale en cellules par litre

II.2.4. Paramètres physico-chimiques

Pour l'analyse des paramètres physico-chimiques, les prélèvements sont réalisés directement dans les bouteilles en polyéthylène. Des précautions particulières sont prises lors du remplissage des flacons. Les flacons sont rincés deux à trois fois avec l'eau à analyser puis remplis au maximum au 3/4 de leur volume. Les échantillons sont stabilisés par congélation. En parallèle, certains paramètres physico-chimiques (salinité, pH et température) sont mesurés in situ.

Les éléments nutritifs analysés sont: l'azote ammoniacal, le nitrite, le nitrate, le phosphore minéral et le silicium. L'analyse de ces éléments est réalisée selon les protocoles expérimentaux décrits par Aminot (1983).

Azote ammoniacal :

Le phytoplancton utilise l'azote sous différentes formes : NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , mais aussi sous forme de composés organiques comme l'urée et les acides aminés. La transition $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ étant rapide, l'ion nitrate est l'élément chimique le plus stable sur le plan thermodynamique. Le cycle biologique de l'azote en mer est illustré par la figure 9. L'azote ammoniacal est présent dans l'eau de mer sous deux formes, l'ammoniac NH_3^+ et l'ammonium NH_4^+ , dont les proportions relatives varient suivant le pH, la température et la salinité. L'azote ammoniacal est caractéristique des eaux résiduaires où il est associé à l'azote organique. Dans des conditions d'oxygénation normale, cet élément est oxydé en nitrites puis

en nitrates. Le dosage colorimétrique de l'azote ammoniacal est basé sur la formation du Bleu d'Indophénol ; ce complexe a un maximum d'absorption à 630 nm.

Azote nitreux :

Les ions nitrites sont des intermédiaires dans le cycle de l'azote, relativement momentanés entre l'azote ammoniacal et les ions nitrates. Le dosage colorimétrique des nitrites a été réalisé suivant la méthode de Bendschneider et Robinson. Le dosage est fondé sur la réaction de Griess. Les ions nitrites forment un diazoïque avec la sulfanilamide en milieu acide, puis le diazoïque réagit avec le N-naphtyl-éthylènediamine pour former un complexe de coloration rose ; ce colorant absorbe la longueur d'onde de 543 nm.

Azote nitrique :

L'ion nitrate est la forme oxydée stable de l'azote en solution aqueuse. Il entre dans le cycle de l'azote comme support principal de la croissance du phytoplancton. Il est généré à partir des formes organiques par les bactéries. La méthode de dosage retenue est fondée sur le dosage des ions nitrites (NO_2^-) obtenus par réduction quantitative des ions NO_3^- . La réduction est effectuée par passage des échantillons d'eau de mer sur une colonne de cadmium traité au cuivre.

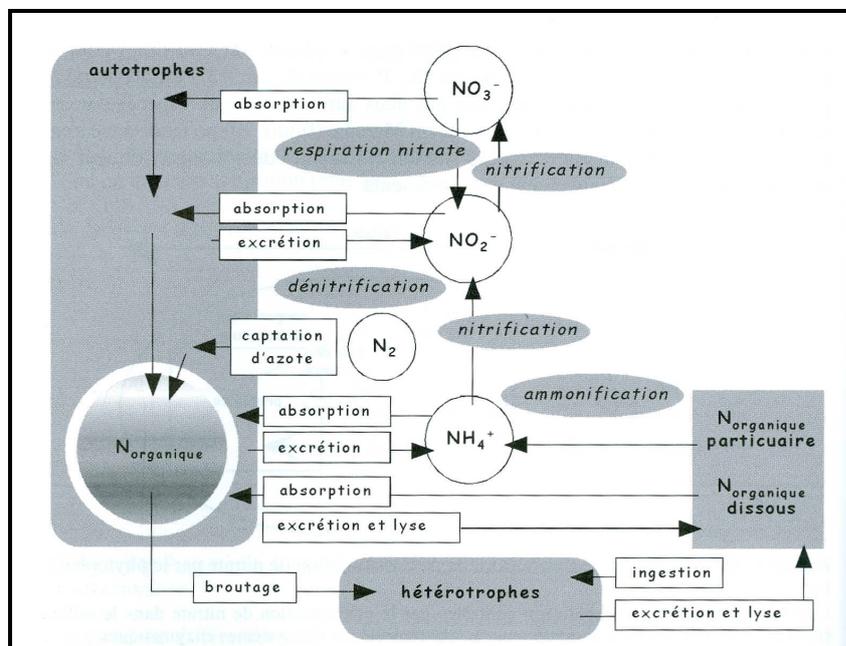


Figure 9- Cycle biologique de l'azote en mer. (Altitude) des différents composés chimiques de l'azote correspond à leur niveau d'oxydation : +5 pour NO_3^- ; +4 pour NO_2^- , 0 pour N_2 , -4 pour NH_4^+ et N-organique (Guy 2006)

Phosphore minéral :

Le phosphore est un élément nutritif dont la forme minérale majoritaire est l'orthophosphate. Il est essentiel à la croissance de phytoplancton. Dans les eaux de mer, les orthophosphates sont présents principalement sous deux formes PO_4^- et HPO_4^- . Le dosage des ions des orthophosphates en eau de mer s'effectue selon la méthode de Murhpy et Riley. Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium, en présence d'antimoine (III), pour former un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique. Cette forme réduite donne une coloration bleue à une absorption maximale de 885 nm.

Silicium :

Le silicium est un élément indispensable pour certaines espèces phytoplanctoniques (Diatomophyceae et Dictyochophyceae) ; Il entre dans la composition de leurs squelettes. Le silicium dissous se trouve sous la forme orthosilicique Si(OH)_4 et sous la forme ionisée SiO(OH)_3^- . L'analyse est effectuée selon la méthode de Mullin et Riley (1955) adaptée par Strickland et Parsons (1972) in Aminot (1983). Le dosage colorimétrique est fondé sur la formation du complexe silicomolybdique qui, après réduction, donne une coloration bleue intense. La longueur d'onde d'absorption maximale de ce complexe est de 810 nm.

II.2.5. Traitement statistique

Un traitement statistique des données de la population phytoplanctonique au niveau des deux sites étudiés a été réalisé. Nous avons eu recours à une analyse factorielle discriminante (AFD) pour identifier les dissimilitudes saisonnières et décrire les principaux schémas de la variabilité temporelle de la population phytoplanctonique.

L'analyse factorielle discriminante (AFD) est une méthode descriptive et explicative, apparentée à l'analyse en composantes principales (ACP) et s'applique à des données quantitatives. Le but est de réduire le nombre de dimensions des données, en recherchant celles suivant lesquelles les regroupements se séparent le mieux. Les directions factorielles discriminantes successives sont déterminées, tandis que des graphiques factoriels des plans permettent de visualiser les individus ou/et les variables. Les traitements des données par une analyse factorielle discriminante (AFD) ont été réalisés à l'aide du logiciel XLSTAT 2011.

II.3. Résultats

II.3.1. Baie de M'diq

II.3.1.1. Paramètres environnementaux

II.3.1.1.1. Paramètres du milieu

Salinité :

La figure 10 montre l'évolution de la salinité au niveau de la baie M'diq. Dans ce site la salinité connaît des variations saisonnières ; elle varie de 34,1 à 36,7 psu. Les taux les plus faibles sont enregistrés durant les périodes de fortes précipitations : avril 2008 et janvier – février 2009 (34,1 psu). Les valeurs maximales sont enregistrées pendant l'été (36,7 psu) alors que les faibles salinités sont enregistrées en avril 2008. Après le mois d'avril, une augmentation progressive de la salinité est notée pour atteindre un maximum de 36,5 psu au début de mai 2008 puis reste relativement stable jusqu'à la fin du mois de septembre 2008. A partir du mois d'octobre, une diminution progressive de la salinité est notée pour atteindre les faibles teneurs (34,6 psu) en janvier 2009. Durant le printemps de l'année 2009, les mesures effectuées ont montré une augmentation progressive de la salinité pour atteindre le maximum 36,7 psu au début de juin 2009.

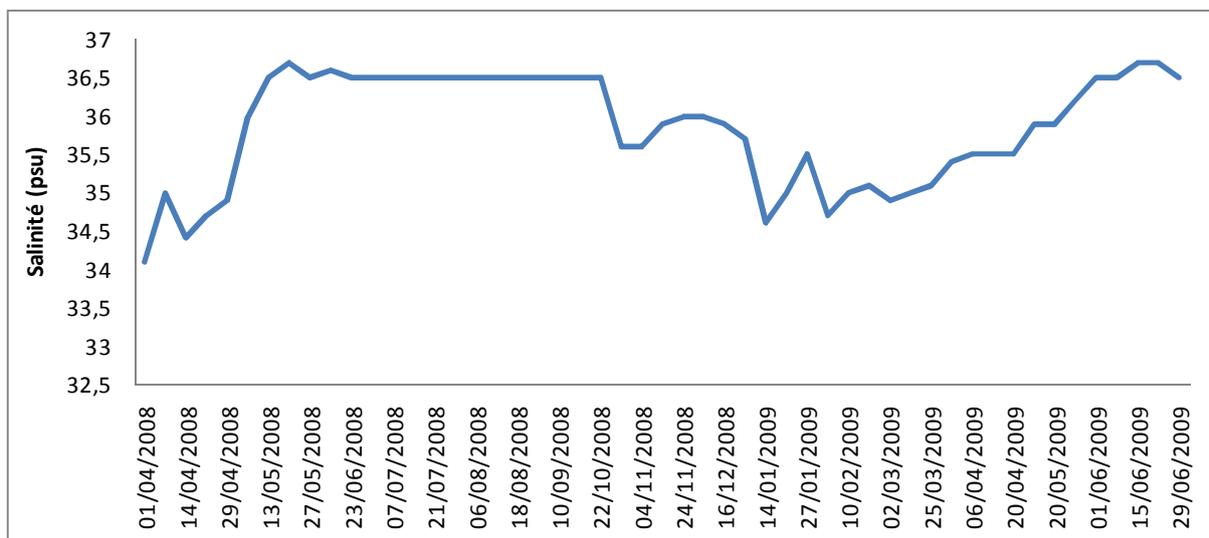


Figure 10- Evolution de la salinité au niveau de la baie de M'diq

Température :

L'évolution de la température au niveau de la baie M'diq est reportée dans la figure 11. La température au niveau de ce site subit de faibles fluctuations et se trouve sous l'influence des températures de l'air. Les valeurs les plus importantes sont enregistrées en été (août) avec un maximum de 21,4 °C alors que les valeurs les plus faibles sont enregistrées durant les mois de janvier et février avec un minimum de 15,5 °C. Le printemps et l'automne présentent des périodes de transition de la température : durant le printemps, les températures augmentent progressivement et diminuent progressivement durant l'automne pour atteindre les valeurs les plus faibles au début de l'hiver.

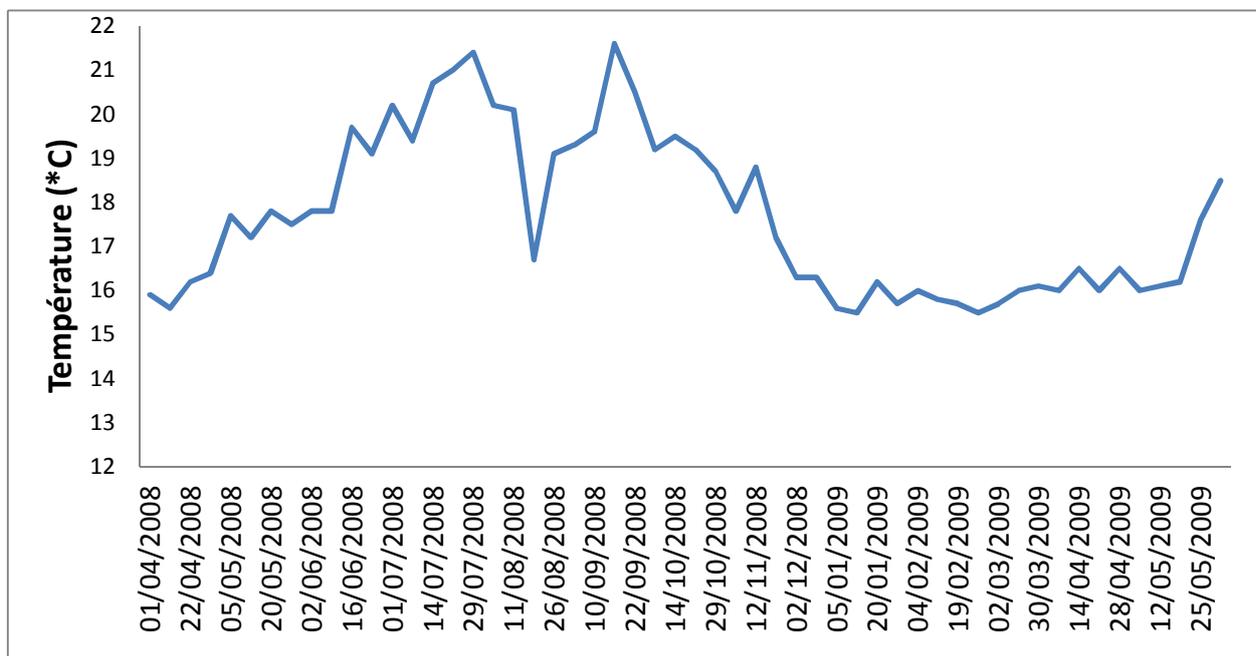


Figure 11- Evolution de la température de l'eau de surface (°C) au niveau de la baie de M'diq

pH :

Les mesures de pH au niveau de la baie de M'diq sont reportées au niveau de la figure 12. Les valeurs sont légèrement basiques et oscillent aux alentours de 8. Les valeurs les plus faibles ont été notées durant l'automne et l'hiver avec une valeur de 7,78. La valeur maximale a été notée durant l'été avec une valeur de 8,44.

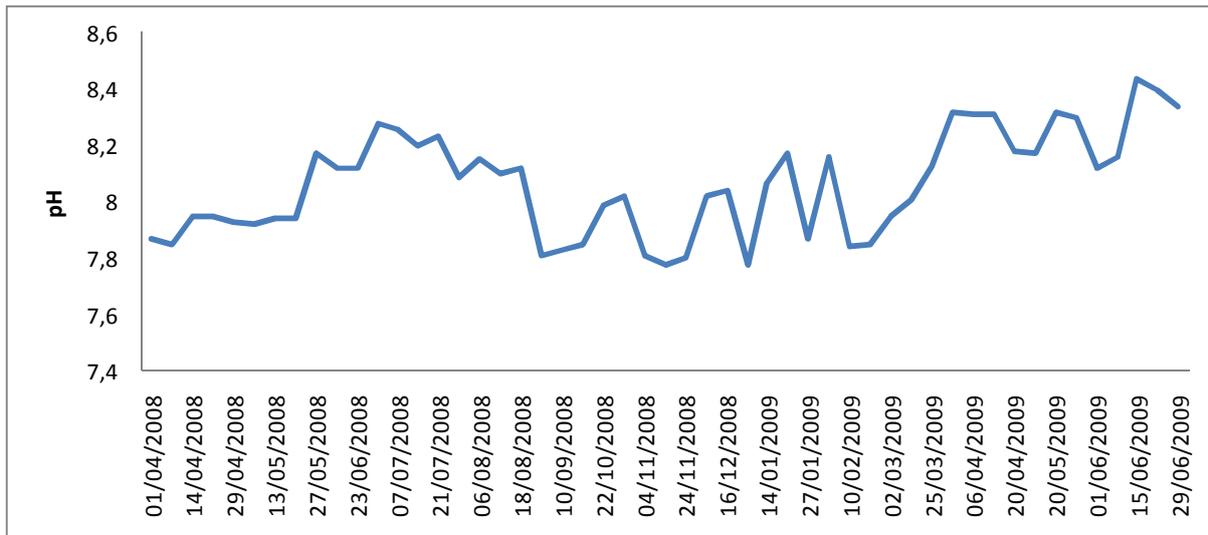


Figure 12- Evolution de pH au niveau de la baie de M'diq

II.3.1.1.2. Éléments nutritifs

Azote ammoniacal :

Durant la période d'étude, l'azote ammoniacal (NH_4^+) est largement prédominant relativement aux autres formes d'azote (Figure 13). Les valeurs varient entre un minimum de $0,12 \mu\text{mol/L}$ et un maximum de $43,13 \mu\text{mol/L}$. Les faibles valeurs ont été notées durant la période avril – juin 2008 et février - juin 2009. Durant ces périodes, les teneurs en azote ammoniacal restent généralement inférieures à $5 \mu\text{mol/L}$ à l'exception des concentrations de $8,77$ et $17,02 \mu\text{mol/L}$ enregistrée respectivement en mai 2008 et en avril 2009. Les valeurs maximales ont été enregistrées durant la période juillet 2008 – février 2009. Durant cette période la teneur de l'azote ammoniacal dans l'eau de mer a subi plusieurs fluctuations ; les valeurs obtenues varient de $0,123$ à $43,13 \mu\text{mol/L}$. Les concentrations maximales sont de l'ordre de $29,50$ et $43,13 \mu\text{mol/L}$; elles ont été observées durant la troisième semaine de juillet 2008 et la première semaine de novembre 2008 respectivement.

Azote nitreux :

Les concentrations de l'azote nitreux (NO_2^-) mesurées dans ce site sont inférieures à $0,2 \mu\text{mol/L}$. Les valeurs enregistrées oscillent entre $0,005$ et $0,185 \mu\text{mol/L}$ (figure 14). Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées durant l'hiver et le printemps 2009, avec des valeurs maximales de $0,185 \mu\text{mol/L}$ et $0,119 \mu\text{mol/L}$ observées durant la première semaine de janvier 2009 et la quatrième semaine de mars 2009 respectivement. Par contre, les faibles valeurs ont été enregistrées durant la période printanière et estivale, avec un maximum de

0,06 $\mu\text{mol/L}$ enregistré à trois occasions : première semaine de juillet 2008, deuxième semaine d'août 2008 et vers la fin d'avril 2009.

Azote nitrique :

Les concentrations mesurées de l'azote nitrique (NO_3^-) sont généralement comprises entre 0,169 et 2,59 $\mu\text{mol/L}$ (figure 15). Les teneurs les plus élevées sont enregistrées durant l'automne et l'hiver, avec des valeurs maximales de 2,59 et 2,37 $\mu\text{mol/L}$ notées en novembre 2008 et la deuxième semaine de février 2009 respectivement. Les faibles valeurs sont enregistrées durant la période printanière et estivale. Durant cette période les concentrations de l'azote nitrique ne dépassent pas le 1,55 $\mu\text{mol/L}$.

Phosphore minéral :

Les valeurs du phosphore minéral au niveau de la baie M'diq varient de 0 à 2,064 $\mu\text{mol/L}$ (figure 16). Les concentrations maximales sont enregistrées à trois reprises : mai – juillet 2008, octobre 2008 – janvier 2009 et avril – juin 2009. Durant la période d'étude on a noté le dépassement de la concentration de 0,5 $\mu\text{mol/L}$ à cinq occasions, durant juillet 2008 (0,798 $\mu\text{mol/L}$), novembre – décembre 2008 (1,538 $\mu\text{mol/L}$), janvier 2009 (0,817 $\mu\text{mol/L}$), avril 2009 (1,772 $\mu\text{mol/L}$) et juin 2009 (2,064 $\mu\text{mol/L}$).

Silicium :

La figure 17 montre l'évolution de la teneur du silicium au niveau de la baie de M'diq. La majorité des valeurs oscillent entre 0,5 et 6 $\mu\text{mol/L}$ à l'exception des concentrations importantes notées durant mai 2008 avec un maximum de 17,46 $\mu\text{mol/L}$.

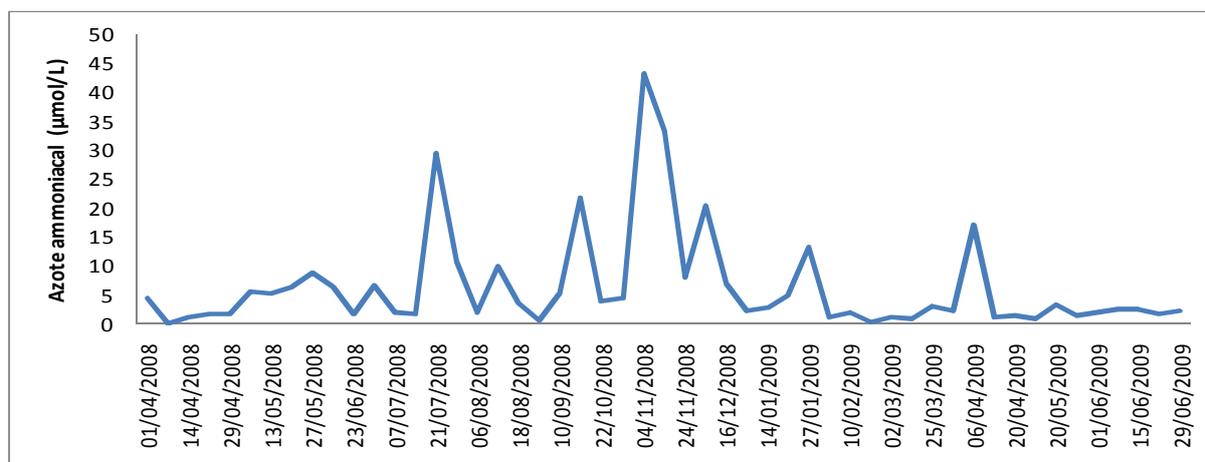


Figure 13- Evolution de la teneur de l'azote ammoniacal ($\mu\text{mol/L}$) au niveau de la baie de M'diq

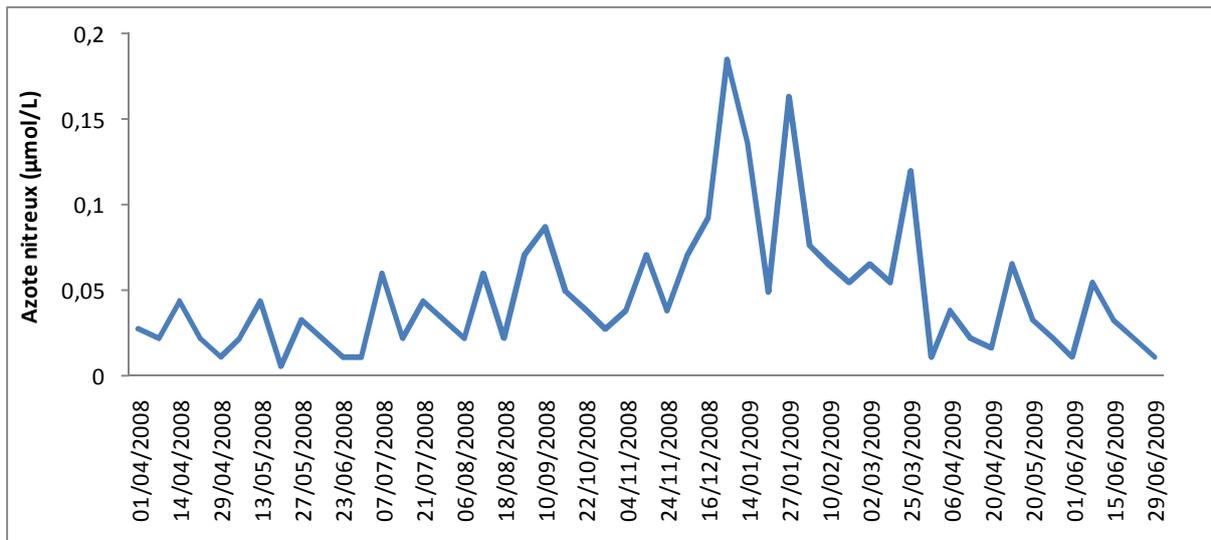


Figure 14- Evolution de la teneur de l'azote nitreux (µmol/L) au niveau de la baie de M'diq

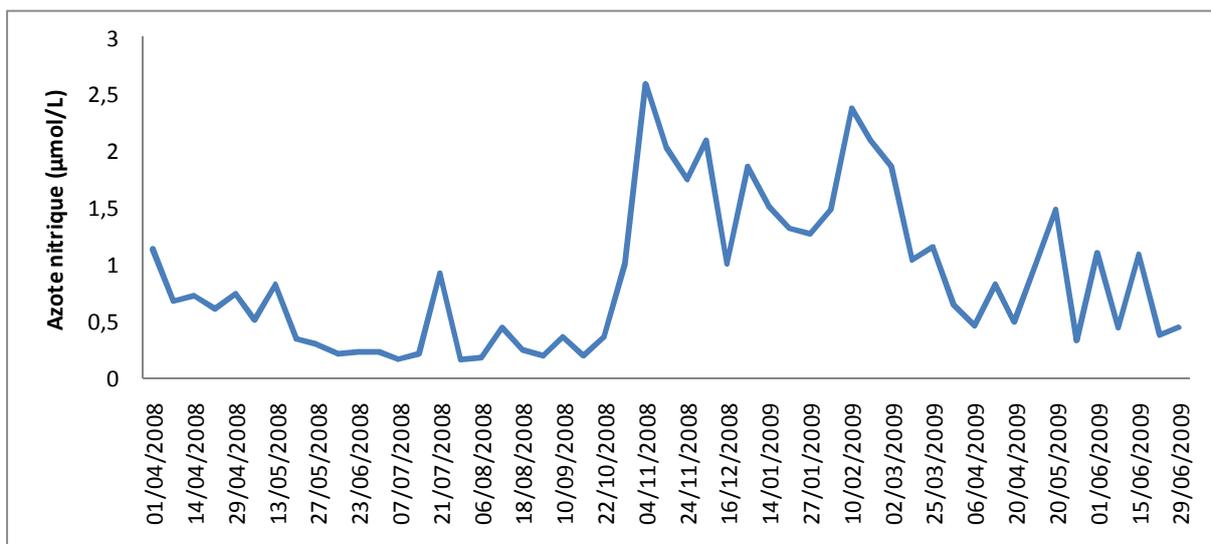


Figure 15- Evolution de la teneur de l'azote nitrique (µmol/L) au niveau de la baie de M'diq

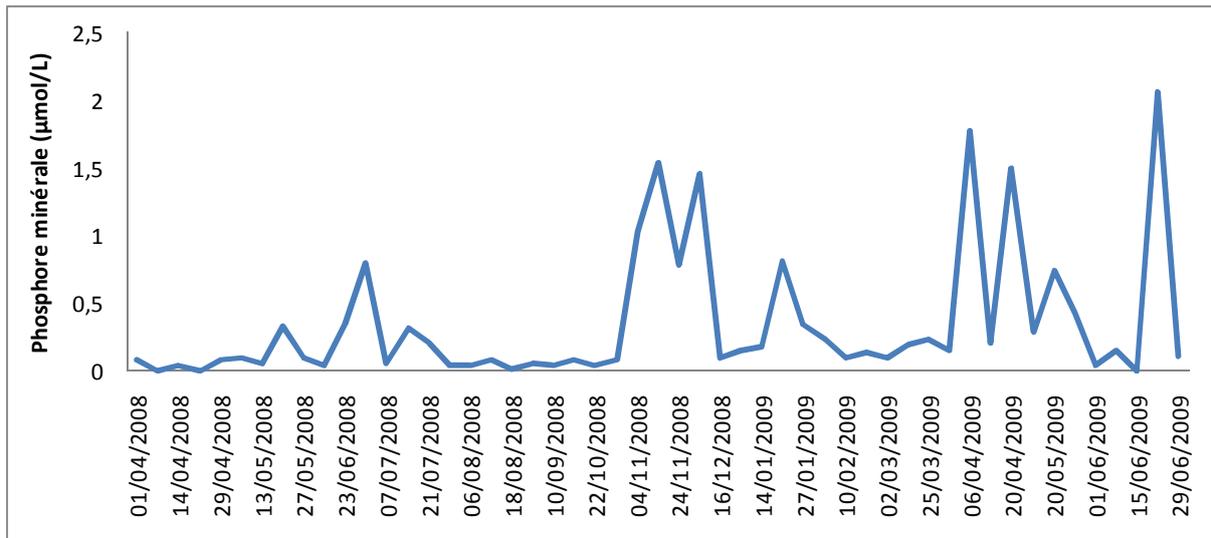


Figure 16- Evolution de la teneur du phosphore minéral (µmol/L) au niveau de la baie de M'diq

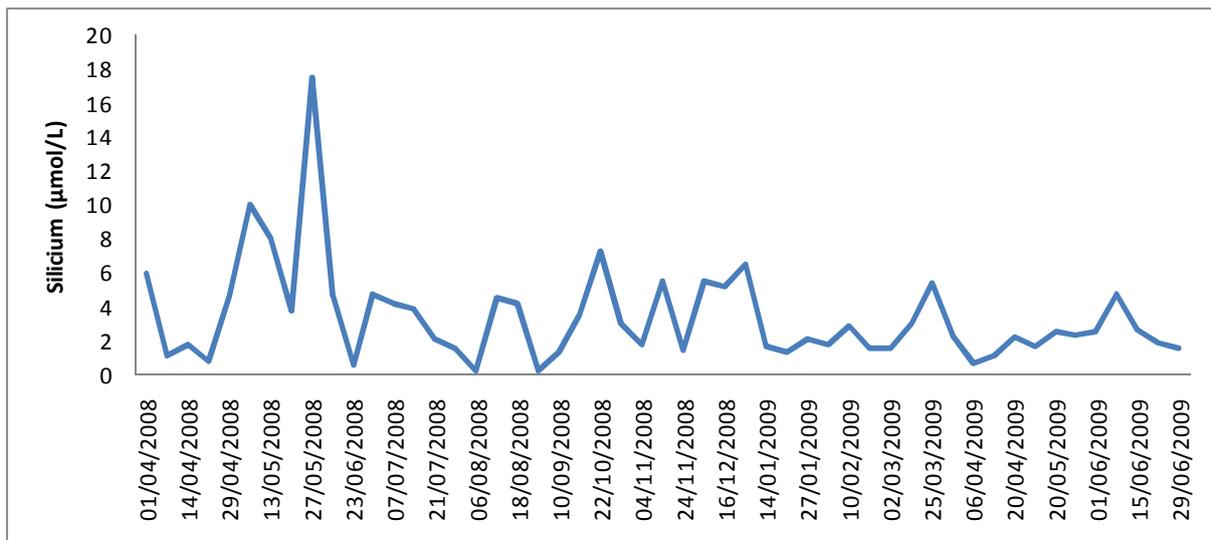


Figure 17- Evolution de la teneur de silicium (µmol/L) au niveau de la baie de M'diq

II.3.1.2. Populations phytoplanctoniques

II.3.1.2.1. Richesse spécifique

Le suivi de la communauté phytoplanctonique au niveau de la baie M'diq durant la période avril 2008 – juin 2009, a montré la présence de huit classes du phytoplancton : Diatomophyceae, Dinoflagellés, Coccolithophoridées, Euglénophycées, Dictyochophycées, Chlorophyceae, Cryptophycées et Prymnesiophycées.

La majorité des espèces appartiennent aux classes des Diatomées et des Dinoflagellés. Le nombre global des taxons (espèce et genre) recensés est de 89. La richesse moyenne est de 24 taxons par prélèvement ; elle varie entre 8 et 34 taxons. Une grande richesse est enregistrée durant la période printanière suivie de la période estivale (figure 18) avec une dominance des Diatomées au printemps et une légère dominance des Dinoflagellés en été. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées durant la dernière semaine de mai 2008 avec 8 taxons dont on note une dominance du genre *Skeletonema*. Tandis que les valeurs les plus importantes sont enregistrées durant les mois de mai et juillet 2008 et avril 2009 avec un maximum de 34 taxons enregistré durant le mois de juillet 2008. Le peuplement phytoplanctonique dans la baie de M'diq se caractérise par la dominance des Diatomées pendant la période allant d'avril 2008 à mars 2009 (19 taxons). Les Dinoflagellés dominent pendant les mois d'avril et de juin 2009 (18 taxons).

II.3.1.2.2. Densité totale des cellules du phytoplancton (Dt)

Le suivi de la densité du phytoplancton totale a montré une grande variation spatio-temporelle. Les densités les plus importantes sont enregistrées durant la période printanière et estival ; par contre, les faibles valeurs de densité du phytoplancton totale sont enregistrées durant la période hivernal et automnale (figure 19).

Au niveau de la baie de M'diq, la moyenne de densité du phytoplancton totale est de l'ordre de 18.10^4 Cells/L. Les densités du phytoplancton total les plus importantes ont été enregistrées à la fin d'avril 2008 et durant juin 2009, avec un maximum de 12.10^5 Cells/L. En effet, durant le mois d'avril 2008, on note une prolifération importante de *Chaetoceros scoçialis* avec une concentration de l'ordre de 10^6 Cells/L ; alors que durant le mois de juin 2009, *Chaetoceros scoçialis* et Cryptophycées sont les plus dominants, avec respectivement des concentrations de $9,8.10^5$ Cells/L et $4,2.10^5$ Cells/L. Par contre, les concentrations les plus

faibles sont enregistrées à la fin du mois d'octobre, durant la première et la troisième semaine du mois de décembre 2008, et durant les deux premières semaines du mois de janvier 2009.

Durant toute la période de l'étude, on a enregistré la dominance des Diatomées suivi par les Dinoflagellés a été observée. Par contre, la présence des autres classes est généralement faible à l'exception des Cryptophycées qui se sont proliférées d'une manière notable durant le mois de juin 2009. La concentration des Diatomées reste toujours la plus importante par rapport aux autres classes. Cette dominance est liée à des proliférations importantes des genres *Chaetoceros*, *Leptocylindrus*, et *Pseudo-nitzschia*.

II.3.1.2.3. Dominance relative

Dans le but d'étudier la succession microalgale au niveau de la baie de M'diq, la dominance relative de chaque taxons a été calculée. D'après une analyse globale de l'ensemble des taxons, il a été considéré que les taxons dominants montrent des valeurs de (Dr) supérieures à 10%.

La figure 20 qui représente les densités relatives des taxons dominants montre la succession microalgale au niveau de la baie de M'diq ; seules les microalgues disposent d'une densité relative supérieure à 10% ont été prises en compte. Ainsi, les taxons dominants sont : *Thalassiosira sp*, *Thalassionema nitzschoides*, *Prorocentrum treistinum*, *Nitzschia sp*, *Gyrodinium sp*, *Skeletonema sp*, *Scrippsiella sp*, *Leptocylindrus sp*, *Pseudo-nitzschia sp*, Cryptophycées, *Chaetoceros sp*, et *Asterionella glacialis*. Les valeurs de dominance relative de ces taxons varient de 0% à 93%. Trois taxons (*Leptocylindrus sp*, *Pseudo-nitzschia sp* et *Chaetoceros*) ont été fréquemment relevés dans les échantillons et ont dominé les populations phytoplanctoniques à plusieurs occasions. Les densités relatives moyennes de *Leptocylindrus sp*, *Pseudo-nitzschia sp* et *Chaetoceros* sont de 24%, 23,5% et 20% respectivement.

Le genre *Leptocylindrus* est fréquemment relevé dans les échantillons prélevés dans la baie de M'diq. La figure 20 montre que ce genre est fréquemment présent. La densité relative moyenne de *Leptocylindrus* est de l'ordre de 24%, avec une valeur maximale atteinte de l'ordre 73%. Le printemps et l'été représentent les périodes favorables à croissance maximale. Les faibles concentrations sont enregistrées durant l'automne et l'hiver. Ce genre présente par

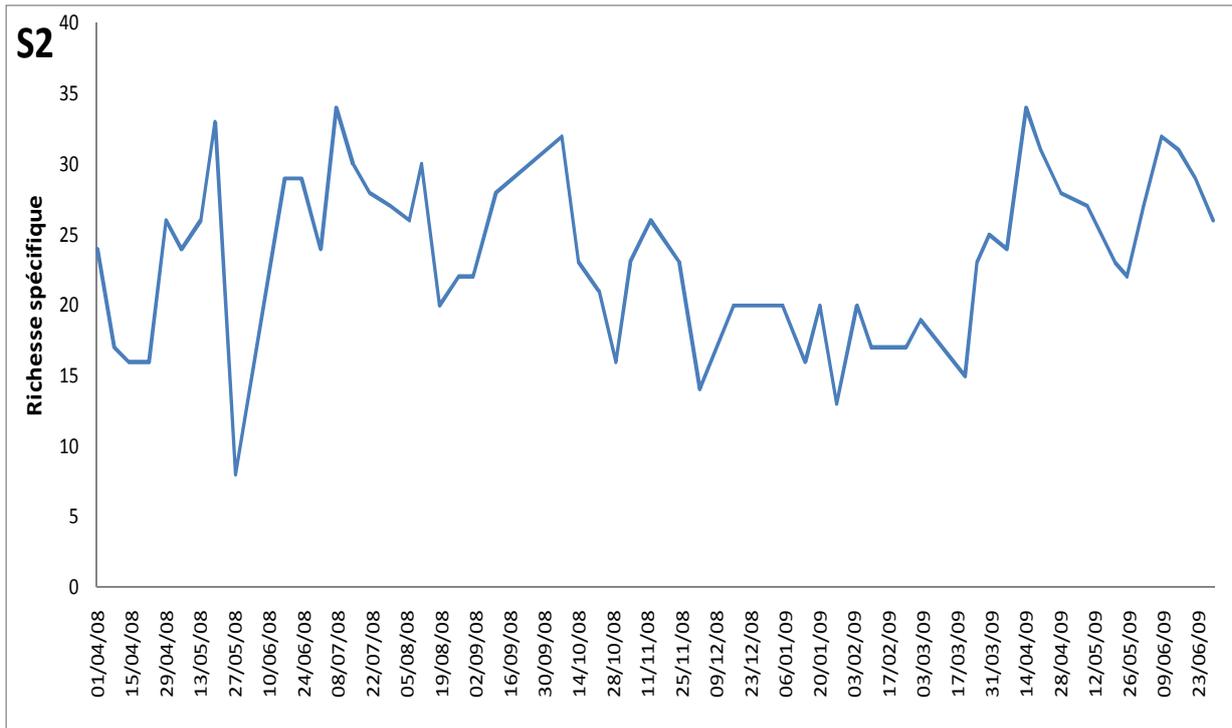


Figure 18- Evolution de la richesse spécifique au niveau de la baie de M'diq.

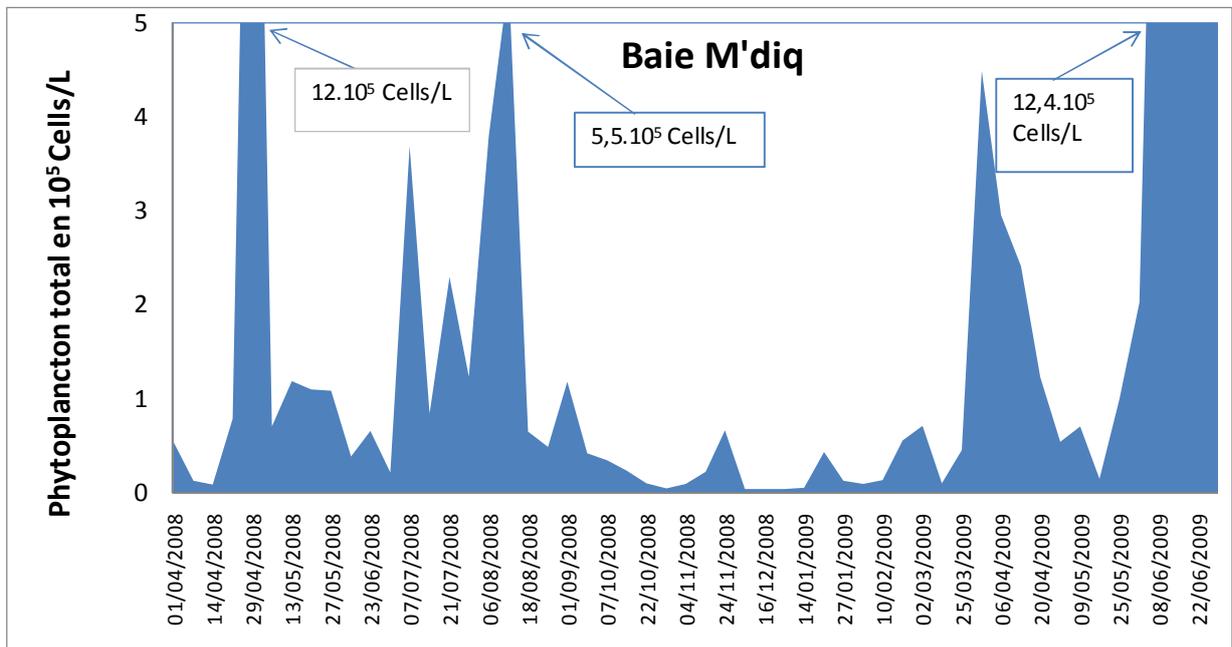


Figure 19- Evolution de la densité totale du phytoplancton au niveau de la baie de M'diq.

conséquent, une grande fluctuation en termes de présence dans les échantillons prélevés en fonction du temps. Les plus importantes concentrations de *Leptocylindrus* sont de $1,4 \cdot 10^5$ Cells/L et $1,5 \cdot 10^5$ Cells/L enregistrées respectivement au mois de juillet 2008 et d'avril 2009. En effet, ce genre a composé 60% de la communauté phytoplanctonique durant la deuxième semaine de juillet 2008, et 50% de la communauté phytoplanctonique durant avril 2009. En plus de ces deux proliférations maximales, la population phytoplanctonique au niveau de la baie de M'diq a été dominée à sept reprises par *Leptocylindrus*, enregistrant des valeurs de dominance relative de plus que 40% de la communauté les fortes dominances durant les mois d'avril, mai, juin et juillet 2008 et durant les mois de février, avril et juin 2009.

La densité relative moyenne du genre *Pseudo-nitzschia* est de 23,5% sur l'ensemble de la période d'étude. Les plus importantes concentrations de ce genre ont été enregistrées durant le mois de juillet 2008 et d'avril 2009 avec des valeurs respectives de 10^5 Cells/L et $3 \cdot 10^5$ Cells/L. Durant ces périodes, le genre *Pseudo-nitzschia* a constitué des proportions de l'ordre de 35% et 78% de la communauté phytoplanctonique respectivement. En outre, il a demeuré relativement dominant par rapport aux autres taxons durant la période octobre 2008 – mars 2009 malgré ses faibles concentrations de proliférations. En effet, durant cette période, il a enregistré une valeur de dominance relative d'environ 50% avec une concentration de prolifération d'environ 1000 Cells/L.

D'après la figure 20, le genre *Pseudo-nitzschia* apparaît durant les mêmes périodes que *Leptocylindrus*. Cette concomitance entre ces deux genres a caractérisé l'ensemble des échantillons prélevés durant toute la période d'étude. Cependant, il est à remarquer l'existence d'un petit décalage temporaire entre le climax de ces deux genres, matérialisé par une augmentation de la concentration de *Pseudo-nitzschia* en premier suivie ensuite de celle de *Leptocylindrus* qui coïncide avec la diminution de concentration de *Pseudo-nitzschia*.

Le genre *Chaetoceros* a présenté des niveaux concentration importants dans les échantillons d'eau de mer prélevés en printemps et en été. Trois importantes proliférations de ce genre ont été relevées; la première est enregistrée durant la dernière semaine du mois d'avril 2008 (10^6 Cells/L), la deuxième août 2008 ($3,5 \cdot 10^5$ Cells/L) et la dernière semaine en juin 2009 ($9,8 \cdot 10^5$ Cells/L). Durant ces trois proliférations (avril 2008, août 2008 et juin 2009), le genre *Chaetoceros* a présenté des valeurs de dominance relative d'environ 90%, 65% et 93% respectivement. En outre, durant les deux proliférations importantes (celle d'avril 2008 et celle de juin 2009) nous avons identifié plusieurs espèces du genre *Chaetoceros* avec

une dominance de *Chaetoceros socialis*. La présence de ce genre dans les échantillons prélevés durant le reste de la période d'étude (octobre 2008 – mars 2009) a demeuré faible à l'exception d'une concentration de 3.10^4 Cells/L enregistrée durant la dernière semaine de du mois de novembre 2008 où il a représenté en effet 47% de la communauté phytoplanctonique.

Le genre *Thalassiosira* a présenté deux proliférations relativement importantes : i) à la fin du mois d'avril 2008 ($2,9.10^4$ Cells/L) et ii) à la première semaine du mois de mars 2009 (3.10^4 Cells/L). Généralement, les faibles concentrations de ce genre sont enregistrées durant l'automne et l'hiver. La figure 20 montre que ce genre représente un part important de la population phytoplanctonique durant la période janvier – mars 2009. Sa valeur de dominance relative a atteint 69% de la population durant la troisième semaine du mois de mars 2009.

La densité relative moyenne du genre *Skeletonema* n'a présenté qu'environ 5% de la communauté phytoplanctonique. Ce genre a composé 83% de la population en fin mai 2008 et 40% durant la dernière semaine d'octobre de la même année. D'autre part, l'absence de Cryptophycée a été observée dans tous les prélèvements issus de la baie M'diq à l'exception des échantillons du mois de juin 2009 qui montent une concentration maximale de 4.10^5 Cells/L. Sa valeur de dominance relative est de 88%.

II.3.1.2.4. Diversité spécifique

Sur la figure 21 où sont présentées les variations temporelles de la diversité spécifique de la population phytoplanctonique au niveau de la baie M'diq, on peut noter une importante fluctuation de l'indice de Schannon H' qui varie entre 0,29 et 2,40 bit. La valeur moyenne est d'environ 1,5 bit. Les valeurs de H' les plus faibles sont observées à quatre reprises : fin juillet 2008 (0,44 bit), fin octobre 2008 (0,39 bit), mi-avril 2009 (0,19 bit) et fin juin 2009 (0,37 bit). Ces valeurs sont corrélées avec la prolifération importante de certains taxons. A la fin du juillet 2008, une prolifération de trois taxons a été enregistrée: *Leptocylindrus* (Dr : 34%), *Pseudo-nitzschia* (Dr : 32%) et *Chaetoceros* (Dr : 23%). Au 29 octobre 2008, la valeur de l'indice de diversité était de 0,39 bit ; cette faible valeur est enregistrée suite à une dominance de *Skeletonema* (Dr : 32%) et *Pseudo-nitzschia* (Dr : 37%). A mi-avril 2009, la population phytoplanctonique a été dominée par deux taxons : *Pseudo-nitzschia* (Dr : 56%) et *Leptocylindrus* (Dr : 26%). Durant cette période, une faible valeur de l'indice de diversité a

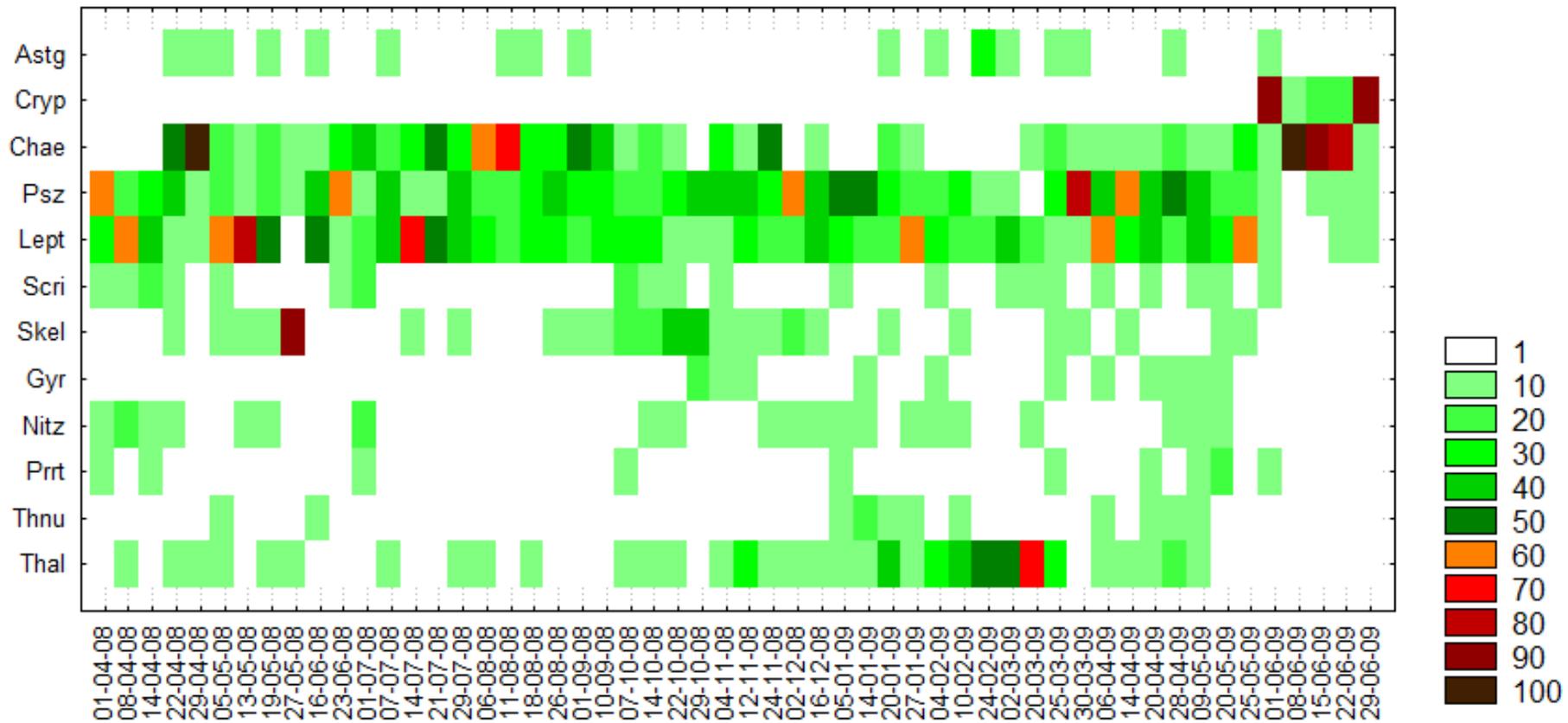


Figure 20- Succession des taxons microalgales dominants au niveau de la baie de M'diq, les valeurs en densités relatives. (Astg : *Asterionela glacialis*, Chae : *Chaetoceros sp*, Crup : *Cryptophycées*, Gyr : *Gyrodinium sp.*, Lept : *Leptocylindrus sp*, Nitz : *Nitzschia sp*, Prrt : *Prorocentrum treistinum*, Psz : *Pseudo-nitzschia sp*, Scri : *Scripitiella sp*, Skel : *Skeletonema sp*, Thal : *Thalassiosira sp*, Thnu : *Thalassionema nutchoides*)

été enregistrée (0,19 bit). Vers la fin de la période d'étude (juin 2009), il y'avait une prolifération massive de Cryptophycées (Dr : 88%). Par ailleurs, il a été observé, pendant le reste de la période d'étude des fluctuations homogènes de H' qui peuvent être expliquées par le rapprochement des valeurs de concentrations cellulaires durant cette période.

II.3.1.2.5. Espèces du phytoplancton productrices des toxines

Durant la période d'étude étalée d'avril 2008 à juin 2009, le suivi de la population phytoplanctonique a permis d'identifier plusieurs espèces potentiellement toxiques et des espèces associées à des phénomènes d'eaux rouges. Les espèces productrices des toxines diarrhéique sont : *Prorocentrum lima*, *Dinophysis acuta*, *Dinophysis caudata*, *Dinophysis fortii*, *Dinophysis rotundota*, *Dinophysis acuminata* et *Dinophysis diegensis*. Les espèces responsables d'intoxication paralytique sont *Alexandrium sp* et *Gymnodinium catenatum*. Les espèces réputées productrices des acides domoïques appartiennent au genre *Pseudo-nitzschia*. Nous avons identifié *Ostreopsis sp*, ce genre est composé de quatre (4) espèces, ces espèces sont réputées productrice de palytoxine. Pour les espèces responsables de changement de la coloration de l'eau de mer, nous avons noté la présence de *Lingulodinium polyedra*, *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum micans*.

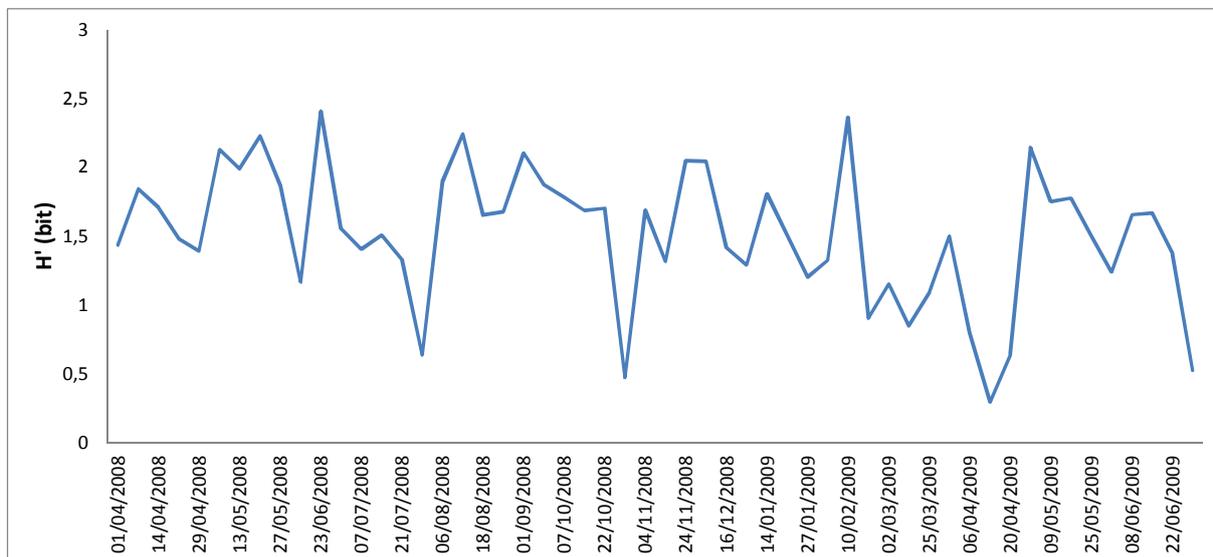


Figure 21- Evolution de la diversité spécifique (H') au niveau de la baie de M'diq.

Dinophysis

Sur la figure 22, sont reportées les densités du genre *Dinophysis* au niveau de la baie M'diq. Les espèces identifiées pour ce genre : *Dinophysis acuta*, *D. caudata*, *D. fortii*, *D. rotundota*, *D. acuminata*, et *D. diegensis*. La présence de ce genre dans nos échantillons qui reste occasionnelle ; a été enregistré 5 fois : la première semaine de juillet et d'octobre 2008 et durant le mois d'avril et la dernière semaine de juin 2009. La concentration la plus importante est de 320 Cells/L enregistrée en juillet 2008 et juin 2009 suite à une prolifération de *Dinophysis caudata*.

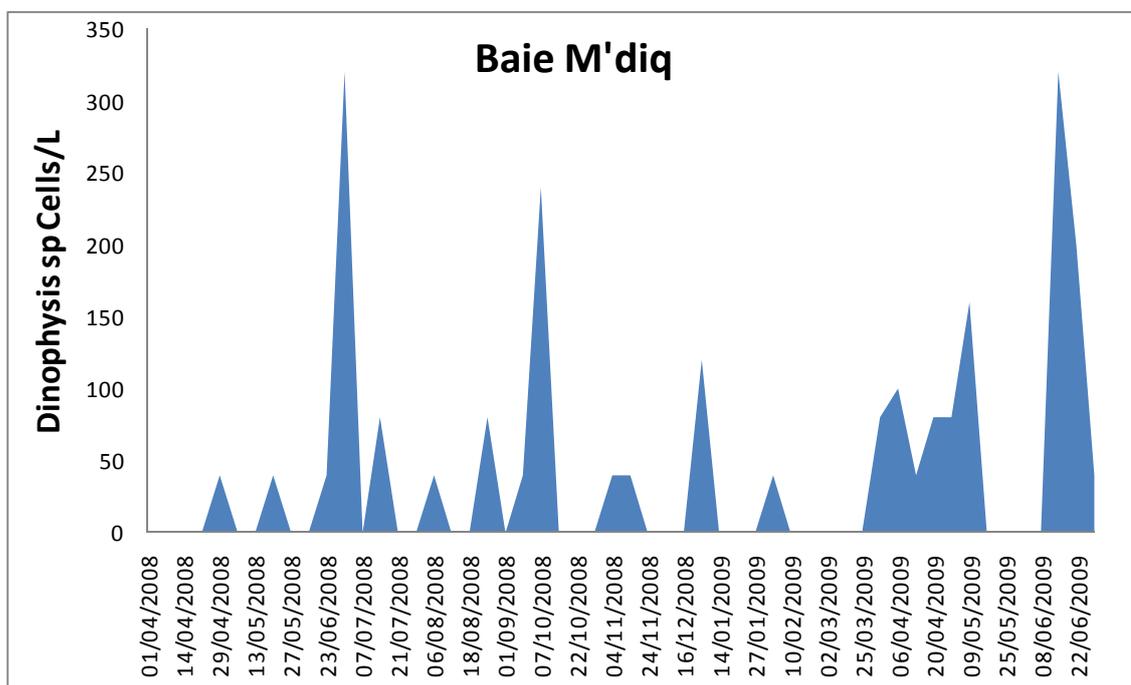


Figure 22- Evolution de la densité du genre *Dinophysis* (Cells/L) au niveau de la baie M'diq

Alexandrium

La prolifération du genre *Alexandrium* est généralement moins importante au niveau de la baie de M'diq (figure 23). Les concentrations les plus élevées sont enregistrées durant les deux premières semaines d'avril et pendant la première semaine de juillet 2008, avec un maximum atteint de 520 Cells/L, décelé dans le prélèvement de la première semaine d'avril 2008. Durant la période décembre 2008 - mars 2009, ce genre n'a pas été observé.

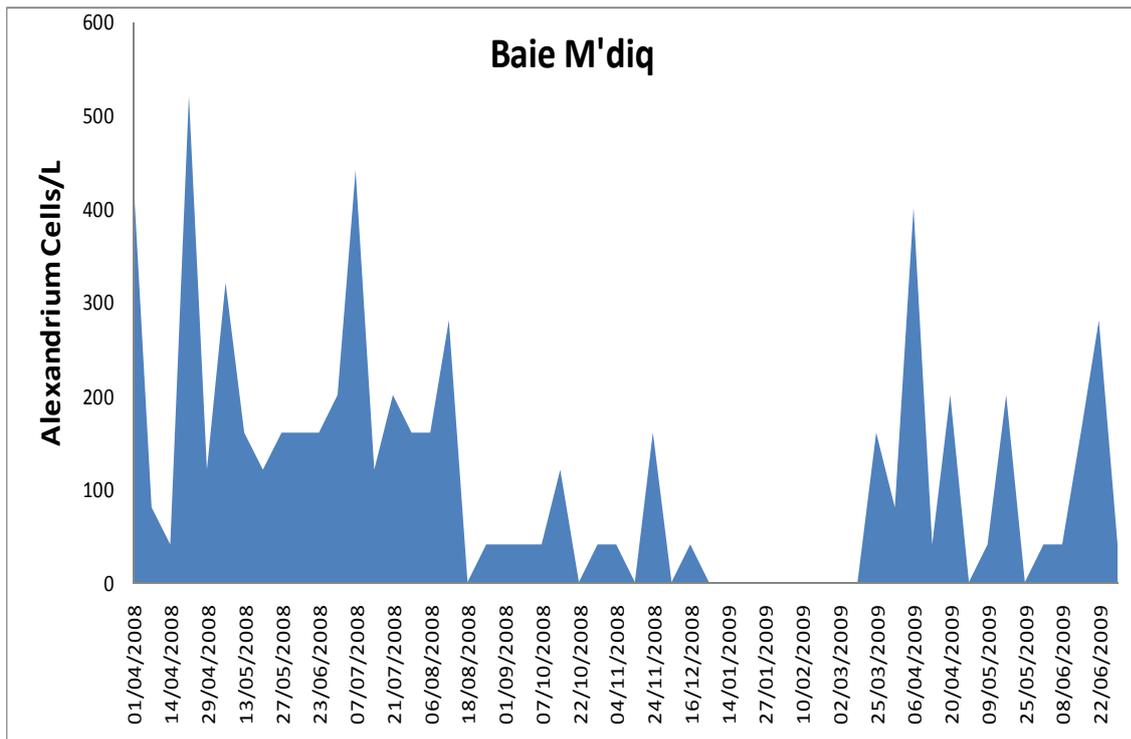


Figure 23- Evolution de la densité du genre Alexandrium (Cells/L) au niveau de la baie de M'diq

Gymnodinium catenatum

Le genre *Gymnodinium* compte environ 200 espèces dont quelques-unes sont réputées productrices des toxines (UNESCO, 1996). Parmi ces espèces, *Gymnodinium catenatum* est reconnue responsable de la production des toxines paralysantes.

Au niveau de la baie de M'diq, plusieurs espèces du genre *Gymnodinium* ont été identifiées: *Gymnodinium breve*, *G. impudicum* et *G. catenatum*. Cette dernière espèce est réputée productrice des toxines paralysantes et elle a été observée dans la majorité des prélèvements (**Voir chapitre III**).

Pseudo-nitzschia

Le genre *Pseudo-nitzschia* est fréquemment rencontré dans les échantillons prélevés des côtes méditerranéens occidentales marocaines. Ce genre est composé d'environ 37 espèces, dont certaines sont réputées productrices des toxines amnésiantes. *Pseudo-nitzschia* est identifiée dans les deux sites étudiés. Le genre *Pseudo-nitzschia* est enregistré avec des fortes concentrations et dans certains cas, nous avons enregistré des contaminations des bivalves par les acides domoïques (**voir Chapitre III**).

Prorocentrum lima

Sur la figure 24, sont reportées les concentrations de *Prorocentrum lima* au niveau de la baie M'diq. L'identification de *Prorocentrum lima* est très sporadique. Cette espèce est enregistrée à trois (3) reprises. Son recensement est limité à la période estivale ; elle est identifiée dans les échantillons de la deuxième et la dernière semaine de juillet et durant la deuxième semaine d'août 2008. La concentration la plus importante est 80 Cells/L enregistrée en juillet 2008.

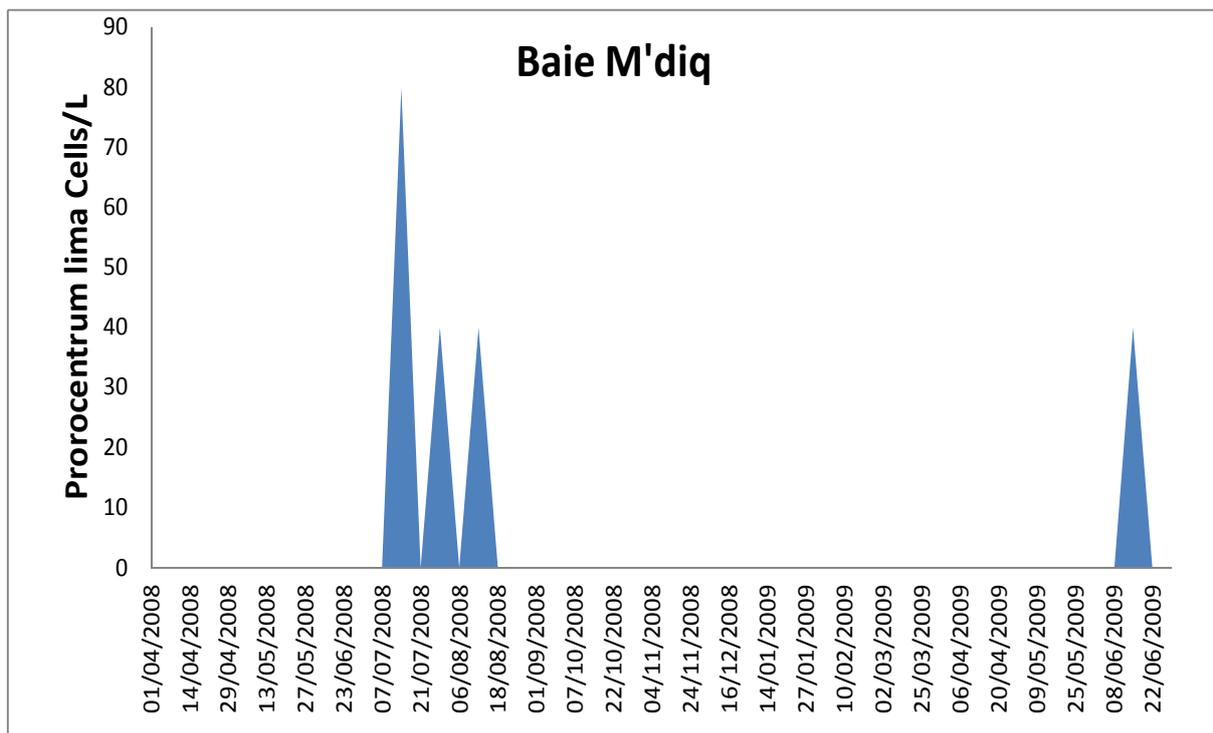


Figure 24- Evolution de la densité de *Prorocentrum lima* (Cells/L) au niveau de la baie de M'diq

Noctiluca scintillans

Le genre *Noctiluca* est représenté par une seule espèce, *Noctiluca scintillans* (Sournia 1986). Cette espèce appartient à la classe des Dinoflagellés et se caractérise par sa grande taille qui facilite son identification. Cette espèce est réputée responsable de l'apparition des phénomènes d'eaux rouges à l'échelle mondiale.

Durant la période d'étude, le suivi de la population phytoplanctonique a montré la présence locale de plusieurs espèces réputées responsables du phénomène d'eaux rouges. Nous en avons identifié *Lingulodinium polyedra*, *Prorocentrum micans* et *Noctiluca*

scintillans. Cependant, c'est la dernière espèce qui a été la seule à avoir localement proliféré à des concentrations importantes. En effet, l'évolution de son abondance au niveau de la baie M'diq est reporté sur la figure 25. D'une manière générale, *Noctiluca scintillans* a montré de faibles concentrations durant la période d'étude. Elle a été identifiée à quatre (4) reprises, au mois d'avril, durant la période juin-juillet, depuis la deuxième semaine de septembre 2008 jusqu'à la troisième semaine d'octobre 2008 et à partir de la deuxième semaine d'avril 2009 jusqu'à la fin de juin 2009. Durant la troisième semaine d'avril 2009, sa présence n'était que sporadique, avec un maximum de 200 Cells/L.

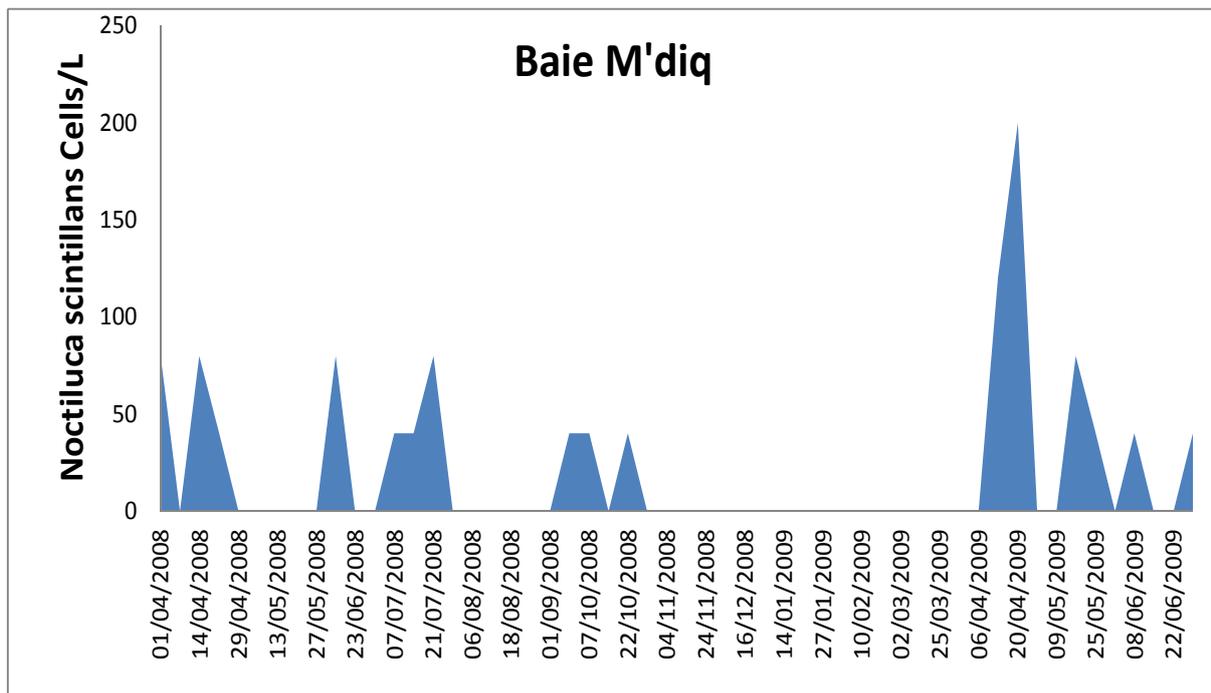


Figure 25- Evolution de la densité des cellules de *Noctiluca scintillans* (Cells/L) au niveau de la baie de M'diq.

II.3.2. Estuaire de Oued Laou

II.3.2.1. Paramètres environnementaux

II.3.2.1.1. Paramètres du milieu

Salinité :

La salinité au niveau de l'estuaire d'Oued Laou connaît des variations temporelles comprises entre 31,0 et 36,8 psu (figure 26). Les valeurs maximales ont été enregistrées au printemps et en été de l'année 2008, et au début de l'été 2009. Les faibles valeurs ont été notées durant l'automne et l'hiver. La salinité a diminué considérablement à deux reprises : fin octobre – début novembre 2008 et fin février – début mars 2009. La valeur de 31 psu a été enregistrée lors deux occasions. L'estuaire Oued Laou est généralement sous l'influence des courants marines ; l'influence des apports fluviaux de Oued Laou n'est remarquable que durant les périodes de fortes précipitations (automne et hiver).

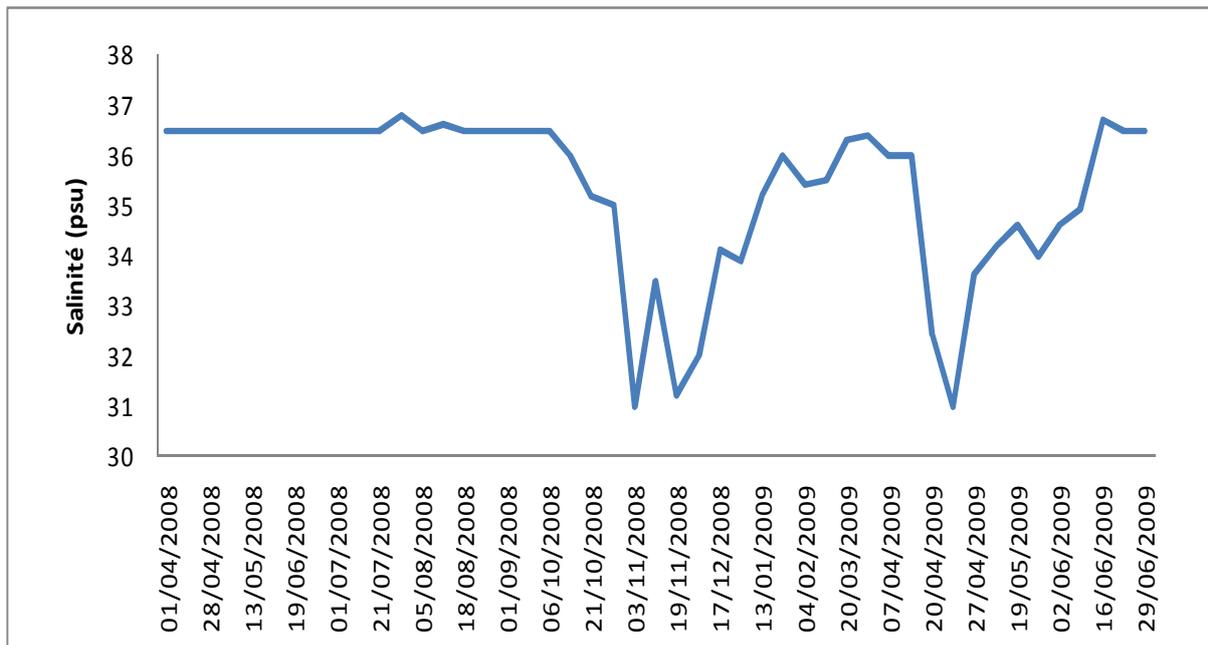


Figure 26- Evolution temporelle de la salinité (psu) au niveau de l'estuaire de Oued Laou

Température :

La température au niveau de l'estuaire Oued Laou varie de 13,5 °C jusqu'à 22,5 °C (figure 27). Les fortes valeurs sont enregistrées durant l'été avec un maximum de 22,5°C. Les valeurs les plus faibles ont été enregistrées durant l'hiver. Durant les deux autres saisons, il a été noté une diminution progressive de la température durant l'automne et une augmentation progressive durant le printemps.

pH :

Selon la figure 28, où sont reportées les mesures de pH au niveau de l'estuaire Oued Laou, les valeurs enregistrées oscillent autour de 8. La valeur la plus faible est de 7,78 et la valeur maximale est de 8,24. Les plus faibles valeurs sont enregistrées au printemps 2008, l'automne et l'hiver de l'année 2008 tandis que les valeurs les plus importantes sont enregistrées durant l'été.

II.3.2.1.2. Éléments nutritifs

Azote ammoniacal :

Les résultats d'analyse de l'azote ammoniacal sont reportés sur la figure 29. En comparaison avec les autres éléments, l'azote ammoniacal est généralement abondant. Sa concentration moyenne est de 8,942 µmol/L. La plus faible valeur est de 0,092 µmol/L enregistrée durant la troisième semaine de juin 2008. La concentration maximale est de 37,911 µmol/L durant la première semaine de décembre 2008. Généralement, on peut subdiviser la période d'étude en trois sous-périodes : i) avril – juillet 2008 où les concentrations de l'azote ammoniacal oscillent entre 0,092 µmol/L et 13,286 µmol/L avec une moyenne de 5 µmol/L, ii) août – décembre 2008 où les valeurs enregistrées sont très élevées et oscillent entre 0,865 µmol/L et 37,911 µmol/L, avec une moyenne de 20 µmol/L et iii) janvier – juin 2008 où les teneurs enregistrées sont généralement très faibles, variables entre 0,216 µmol/L et 5 µmol/L, avec une moyenne de 2 µmol/L.

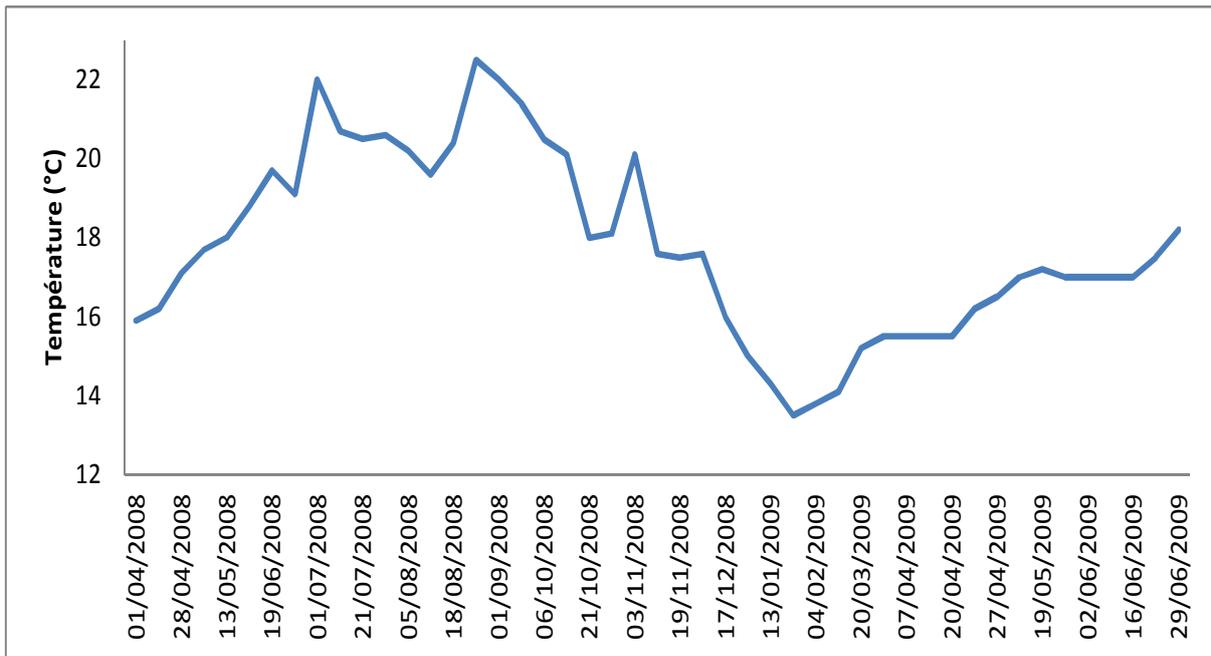


Figure 27- Evolution de la température de l'eau au niveau de l'estuaire d'Oued Laou

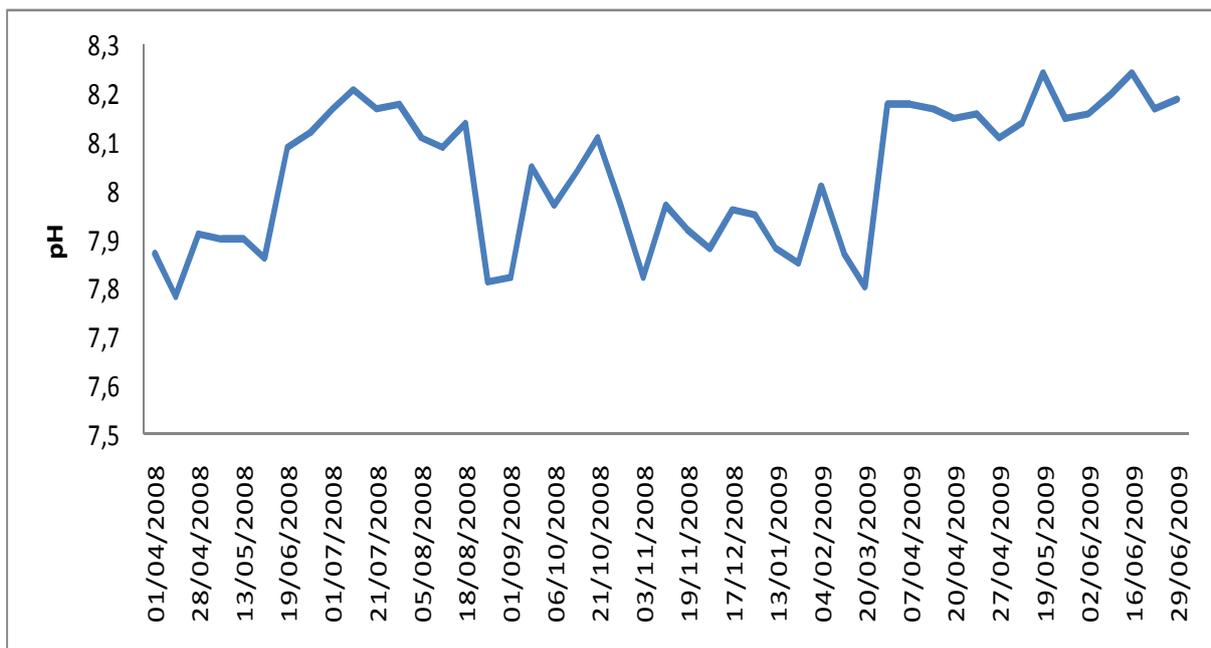


Figure 28- Evolution du pH au niveau de l'estuaire d'Oued Laou

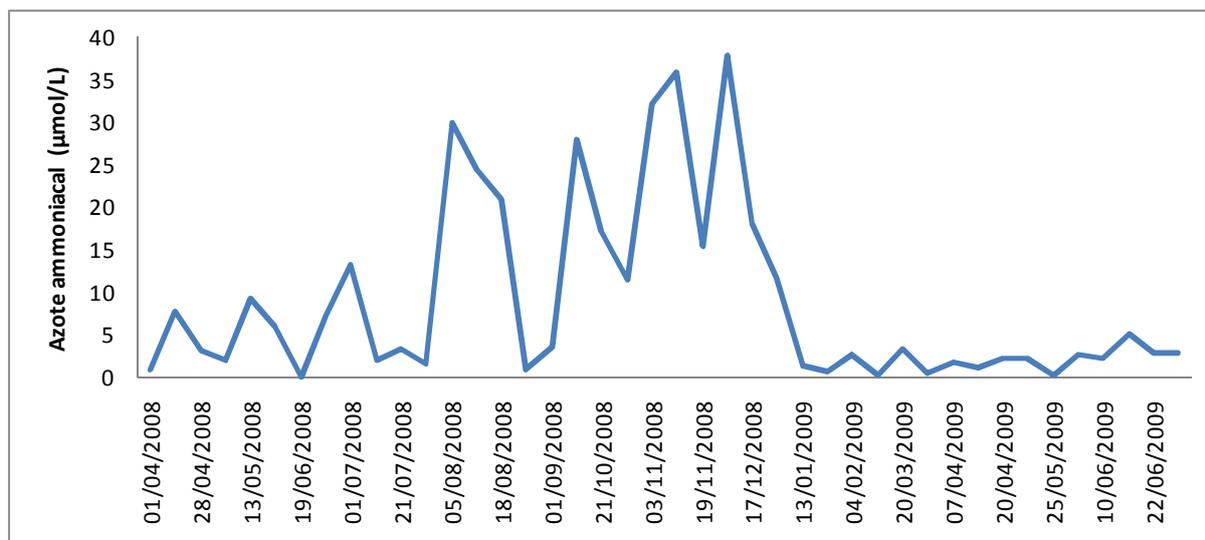


Figure 29- Evolution de la teneur de l’azote ammoniacal au niveau de l’estuaire Oued Laou

Azote nitreux :

Les valeurs de l’azote nitreux enregistrées au niveau de l’estuaire Oued Laou connaissent des variations temporelles (figure 30). Elles varient de 0 jusqu’à 0,174 µmol/L avec une concentration moyenne de 0,045 µmol/L. Les valeurs maximales sont enregistrées durant la période août 2008 - janvier 2009. En dehors de cette période, les valeurs oscillent entre 0 µmol/L et 0,065 µmol/L. L’examen des variations des teneurs de cet élément azoté (Figures 28 et 29) montre une corrélation importante entre l’azote ammoniacal et le nitrite. Les concentrations maximales de nitrite ont été enregistrées en même temps que celles de l’azote ammoniacal avec toutefois un décalage temporaire entre les deux éléments. Suite à la précipitation, des grandes concentrations de l’azote ammoniacal sont enregistrées au niveau de la baie de M’diq dont une fraction est transformé en nitrite. Par la suite, ce dernier élément est transformé en nitrate par nitrification.

Azote nitrique :

Au niveau de l’estuaire Oued Laou, la concentration moyenne de l’azote nitrique (NO₃⁻) est de 1,792 µmol/L. Les valeurs mesurées sont généralement comprises entre 0,233 et 7,51 µmol/L (figure 31). Les valeurs maximales sont enregistrées à la fin de mai 2008 (5,394 µmol/L), mi-août 2008 (3,267 µmol/L), durant la période novembre 2008 – début mars 2009 (7,51 µmol/L), fin avril 2009 (4,63 µmol/L) et début juin 2009 (4,018 µmol/L). Durant la

période octobre 2008 – mars 2009, une augmentation de la teneur de l’azote nitrique au niveau de l’estuaire Oued Laou a été notée. Au début d’octobre 2008, les concentrations de l’azote nitrique n’ont pas dépassé 1 $\mu\text{mol/L}$. Ensuite, ces teneurs ont connu une augmentation progressive pour atteindre leur maximum de 7,51 $\mu\text{mol/L}$ en mars 2009. Après cette augmentation progressive, on a noté une chute de la concentration de l’azote nitrique vers la fin du mois de mars 2009.

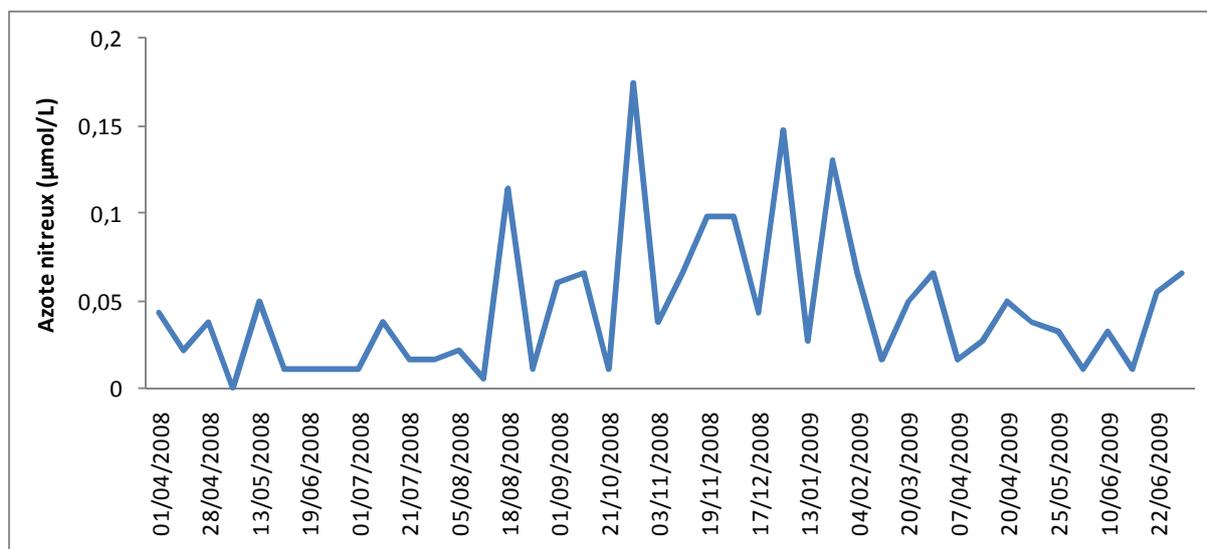


Figure 30- Evolution temporelle de la teneur de l’azote nitreux ($\mu\text{mol/L}$) au niveau de l’estuaire Oued Laou

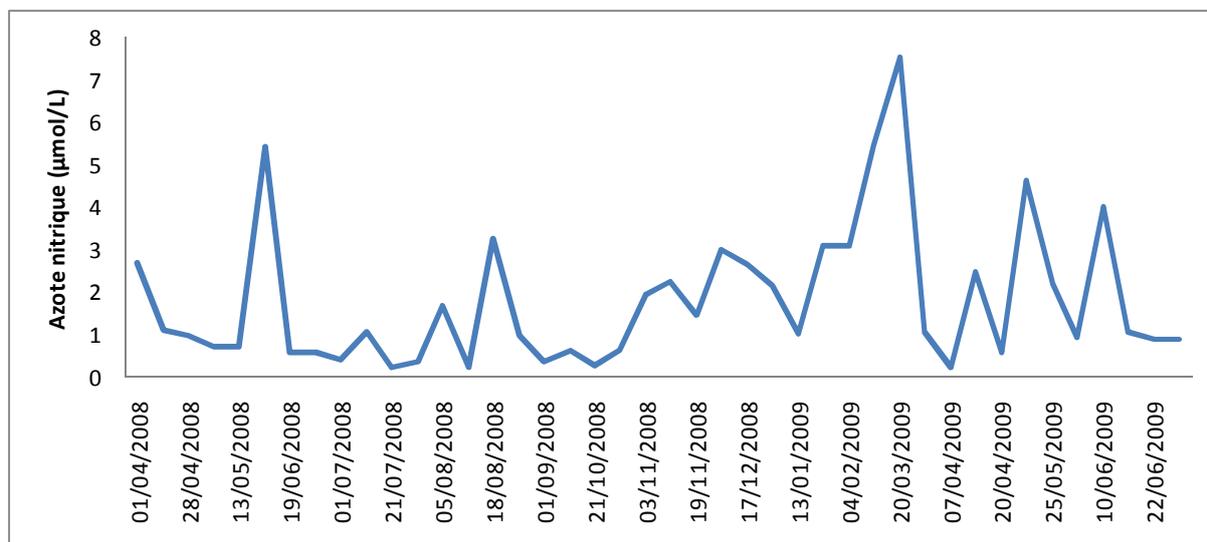


Figure 31-Evolution temporelle de la teneur de l’azote nitrique ($\mu\text{mol/L}$) au niveau de l’estuaire Oued Laou

Phosphore minéral :

L'évolution de la teneur du phosphore minéral au niveau de l'estuaire Oued Laou est reportée au niveau de la figure 32. Durant la période d'étude, la teneur moyenne de phosphore minéral est de 0,319 $\mu\text{mol/L}$. Les plus importantes concentrations ont été enregistrées durant la période novembre – décembre 2008. La valeur maximale est enregistrée durant la troisième semaine de novembre 2008 (2,103 $\mu\text{mol/L}$). En dehors de cette période, la concentration du phosphore minéral a demeuré inférieure à 0,5 $\mu\text{mol/L}$. La plus faible valeur est de l'ordre de 0,038 $\mu\text{mol/L}$ enregistrée à deux occasions : fin août 2008 et fin mars 2009.

Silicium :

Le silicium est un élément indispensable pour la croissance des Diatomées ; c'est le composant principal qui constitue les frustules de ces derniers. L'analyse de l'évolution de la concentration de silicium au niveau de l'estuaire Oued Laou permet de noter des fortes fluctuations (figure 33). Les valeurs oscillent entre 0,233 et 7,459 $\mu\text{mol/L}$. La concentration moyenne est de l'ordre de 2,159 $\mu\text{mol/L}$. Généralement, on constate l'existence d'une alternance des périodes d'enrichissement avec des périodes de diminution de la concentration en silicium. De juillet 2008 jusqu'à septembre de la même année, les concentrations en silicium ont diminué. De octobre 2008 jusqu'à mars 2009, la concentration de silicium a augmenté considérablement. Après avoir enregistré des concentrations importantes, une chute de la concentration du silicium vers la fin du mars 2009 a été notée. Cette dernière chute de concentration en silicium est enregistrée en parallèle avec le bloom de *Pseudo-nitzschia* et *Leptocylindrus* (figures 35 et 36). De mi-avril 2009 jusqu'au début du mois de juin de la même année, les teneurs en silicium dans l'eau de mer ont augmenté avant de diminuer suite à une prolifération de *Chaetoceros socialis* en juin 2009 (figures 35 et 36).

II.3.2.2. Populations phytoplanctoniques

II.3.2.2.1. Richesse spécifique

Le suivi de la communauté phytoplanctonique au niveau de l'estuaire Oued Laou durant la période avril 2008 – juin 2009, a montré la présence de huit classes du phytoplancton : Diatomophyceae, Dinoflagellés, Coccolithophoridées, Euglénophycées, Dictyochophycées, Chlorophyceae, Cryptophycées, Prymnesiophycées.

Sur la figure 34, on a présenté l'évolution de la richesse spécifique de la population phytoplanctonique au niveau de l'estuaire Oued Laou. Cette richesse spécifique présente des grandes fluctuations. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées durant les mois de mai 2008 et 2009, juin 2008 et janvier 2009, avec un minimum d'une seule espèce enregistrée durant le bloom mono spécifique de *Noctiluca scintillans* en avril 2009. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées durant mai 2008, avril et juin 2009 avec un maximum de 33 taxons recensé en avril 2009. En ce qui concerne les classes, on a noté une dominance des Diatomophyceae pendant la période printanière des années 2008 et 2009.

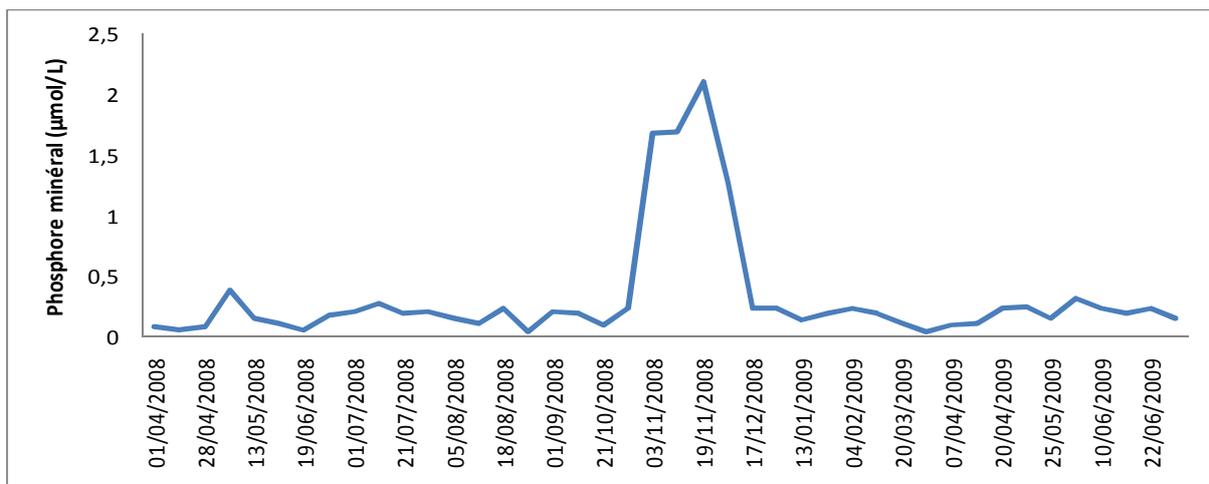


Figure 32-Evolution de la teneur de phosphore minéral (µmol/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou.

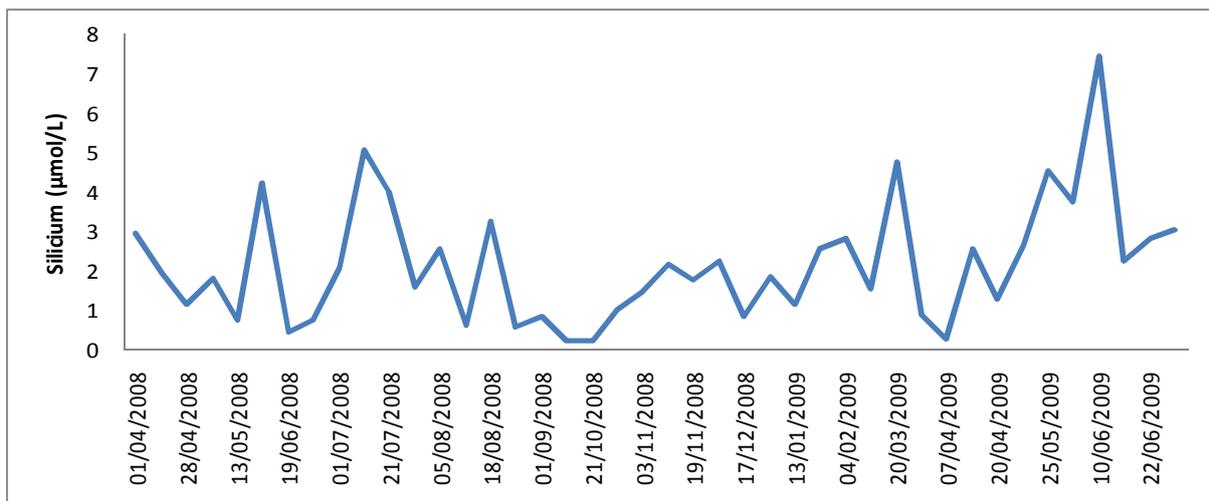


Figure 33- Evolution de la teneur en silicium (µmol/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou

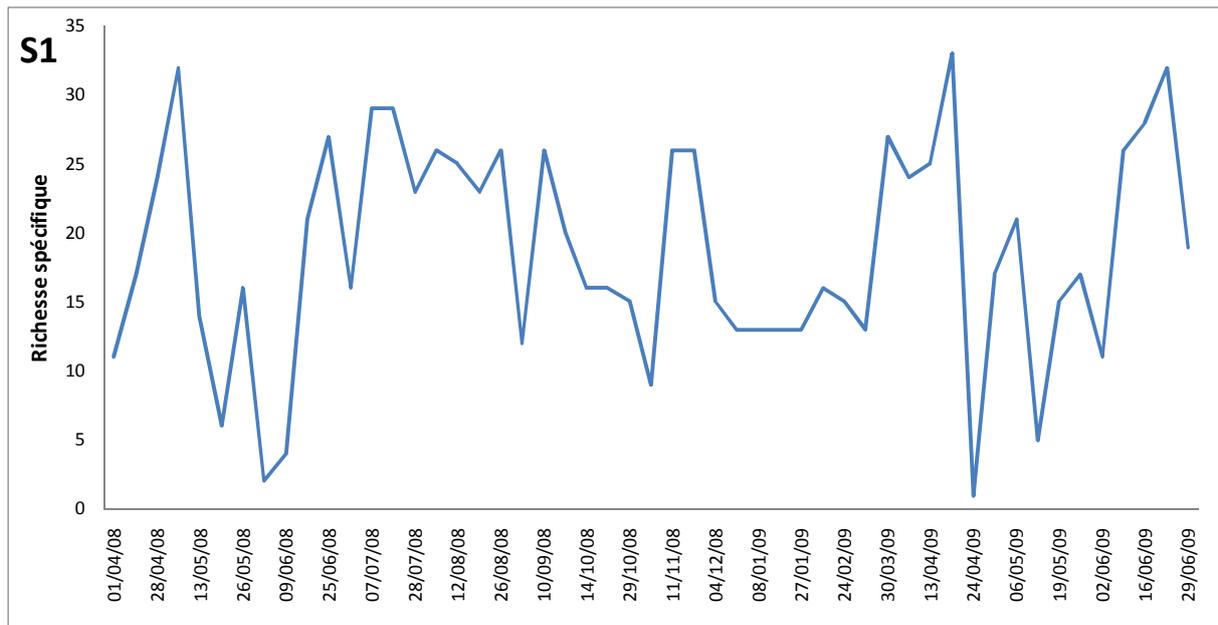


Figure 34- Evolution de la richesse spécifique au niveau de l'estuaire Oued Laou.

II.3.2.2.2. Densité totale phytoplanctonique (Dt)

Le suivi de la densité totale du phytoplancton montre une grande variation (figure 35). Les densités les plus importantes sont enregistrées durant les périodes printanière et estivale ; par contre les faibles valeurs sont enregistrées durant les périodes hivernale et automnale.

Au niveau de l'estuaire Oued Laou, la densité totale moyenne du phytoplancton est de 14.10^4 Cells/L. Les densités les plus élevées sont enregistrées durant le printemps : la dernière semaine d'avril 2009 et juin 2009, avec un maximum de 12.10^5 Cells/L suite à des proliférations de *Chaetoceros socialis* et une espèce de Cryptophycée. Les concentrations les plus faibles sont enregistrées durant la première semaine de juillet 2008, octobre 2008 – janvier 2009 et durant la troisième semaine de mai 2009.

Les densités cellulaires des Diatomées restent toujours importantes par rapport à celles des Dinoflagellés durant la première semaine d'avril 2008 jusqu'à la fin du mois de juin 2009 avec un maximum de 10.10^5 Cells/L enregistré à la troisième semaine de juin 2009. Par contre, les dinoflagellés restent généralement plus faible, comparés aux Diatomées ; ils ont enregistré un maximum de 11.10^4 Cells/L, valeur obtenue à la troisième semaine de juin 2009. Une prolifération remarquable des dinoflagellés s'est produite à la fin d'avril 2009 avec un maximum de 12.10^5 Cells/L.

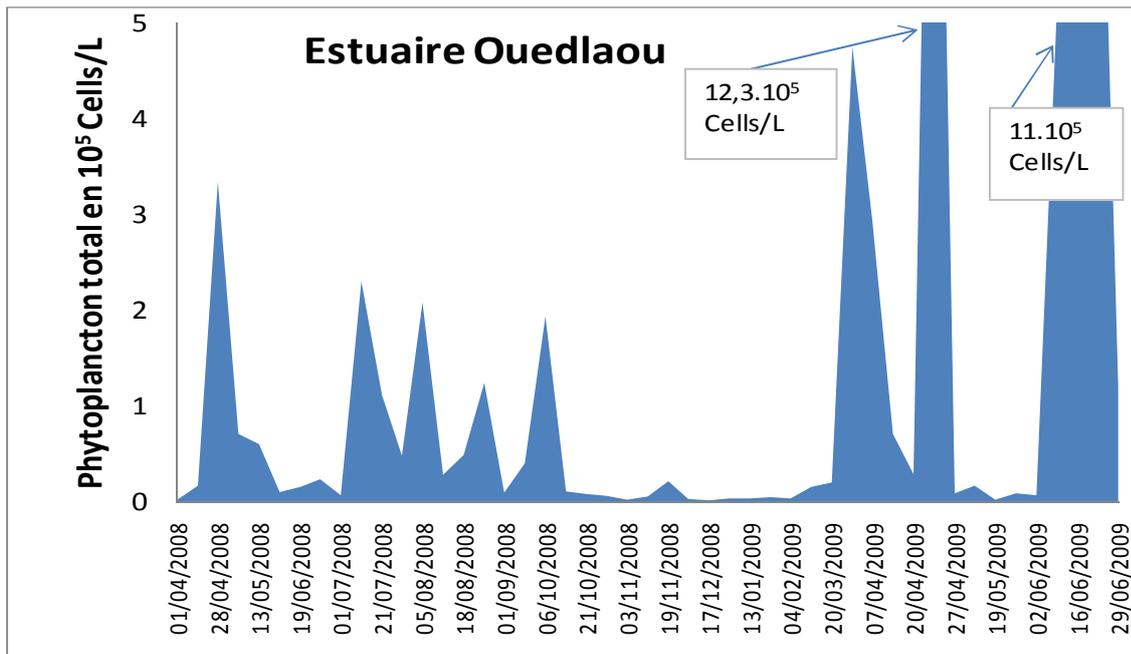


Figure 35- Evolution de la densité totale du phytoplancton au niveau de l'estuaire Oued Laou.

II.3.2.2.3. Dominance relative

Dans le but d'étudier la succession microalgale dans les deux sites (S1 et S2), on a calculé la dominance relative de chaque taxon (figure 36). D'après une analyse globale de la dominance relative de l'ensemble des taxons, on a considéré que les taxons qui présentent des valeurs de dominance relative (D_r) supérieures à 12% peuvent être considérés comme dominants au niveau de l'estuaire Oued Laou. Dans les deux sites (S1 et S2), 9 taxons ont proliféré en commun. En plus des taxons communs, l'estuaire Oued Laou se distingue par la prolifération de *Gymnodinium catenatum*, *Noctiluca scintillans*, *Rhizosolinia stolterfortii*, *Heterocapsa sp* et *Euglénophycées*.

Au niveau de l'estuaire Oued Laou, d'avril 2008 jusqu'à juin 2009, les taxons qui ont présenté une dominance relative supérieure à 12% sont : *Heterocapsa sp*, *Skeletonema sp*, *Thalassiosira sp*, *Noctiluca scintillans*, *Nitzschia sp*, *Scrippsiella sp*, *Pseudo-nitzschia sp*, *Rhizosolinia stolterfortii*, *Leptocylindrus sp*, *Gymnodinium catenatum*, *Euglénophycées*, *Cryptophycées*, *Chaetoceros sp* et *Asterionella glacialis*. Les valeurs de la dominance relative de l'ensemble de ces taxons évoluent et avec des grandes fluctuations, les valeurs varient de 0 à 100%. Généralement la densité relative moyenne est faible pour l'ensemble des taxons, à

l'exception de *Pseudo-nitzschia sp*, *Leptocylindrus sp* et *Chaetoceros sp* qui ont enregistré des dominances relatives moyennes de l'ordre de 29,5%, 24% et 14,5% respectivement.

Le genre *Chaetoceros* est enregistré avec des concentrations importantes durant la période printanière – estivale. La concentration maximale est enregistrée durant les deux premières semaines de juin 2009 (10^6 Cells/L). Durant ce bloom, l'espèce *Chaetoceros socialis* a dominé la population phytoplanctonique (93%). En dehors de ce bloom, le genre *Chaetoceros* a enregistré des valeurs importantes à trois reprises : i) avril 2008 (60%), ii) juin – juillet 2008 (40%) et iii) août 2008 (50%).

Le genre *Leptocylindrus* est fréquemment identifié au niveau du site S1. Le printemps représente la période de sa croissance maximale. Les faibles concentrations sont enregistrées durant l'automne et l'hiver. Ce genre a dominé la population phytoplanctonique locale à plusieurs occasions. Les dominances relatives maximales de ce genre ont été obtenues durant la période printanière : avril 2008 (78%) et avril 2009 (85%). En plus de ces deux proliférations, ce genre a enregistré des dominances relatives importantes ; il a composé 40% de la population phytoplanctonique durant juin – juillet 2008, janvier 2009 et mai 2009.

Le genre *Pseudo-nitzschia* est fréquemment recensé au niveau de l'estuaire Oued Laou, la dominance relative moyenne de ce genre durant la période d'étude est de 29,5%. La valeur maximale de sa dominance relative est enregistrée en avril 2009 (85%). A plusieurs reprises ce genre a dominé la communauté phytoplanctonique. Il a composé 65% de la population en mai 2008, 50% en octobre 2008 et 75% en décembre 2008.

Le genre *Pseudo-nitzschia* et le genre *Leptocylindrus* sont les plus dominants ; ces deux genres ont composé plus que 50% de la population phytoplanctonique durant toute la période d'étude, à l'exception de trois périodes : i) prolifération de *Chaetoceros* en avril 2008, ii) prolifération de *Noctiluca scintillans* en avril 2009, iii) prolifération de *Cryptophycées* et *Chaetoceros* en juin 2009. La figure (73), montre l'évolution de la concentration de *Leptocylindrus* et *Pseudo-nitzschia* au niveau de l'estuaire Oued Laou. Les deux genres apparaissent durant les mêmes périodes, et présentent une concomitance de leur apparition. Cette concomitance entre *Leptocylindrus* et *Pseudo-nitzschia* est remarquée sur l'ensemble de la période d'étude. Au début, on a noté une apparition de *Pseudo-nitzschia* suivi de *Leptocylindrus* ; ce dernier a atteint sa concentration maximale après la diminution de la concentration de *Pseudo-nitzschia*.

La présence de *Noctiluca scintillans* au niveau du site est très sporadique à l'exception d'une seule prolifération mono-spécifique de cette espèce, enregistrée à la troisième semaine d'avril 2009. Le groupe de Cryptophycées a proliféré en juin 2009 et a atteint des concentrations importantes (14.10^5 Cells/L) (figure 36), et a dominé la population phytoplanctonique locale avec un pourcentage de 92%. Le genre *Scripteilla* a enregistré une dominance relative de 50% à deux reprises : avril 2008 (54%) et fin d'octobre 2008 (52%). En plus de ces deux proliférations, ce genre a enregistré des concentrations importantes durant le printemps 2009 (21% de la communauté phytoplanctonique).

Rhizosolinia stolterfortii est la seule espèce du genre *Rhizosolinia* à avoir proliféré dans la zone maritime d'Oued Laou avec des concentrations importantes. Cette espèce a enregistré un maximum durant la première semaine d'octobre 2008 (4.10^4 Cells/L), représentant un part d'environ 60% de la population phytoplanctonique locale. Par contre, durant le reste de la période d'étude, la fraction de cette espèce dans la communauté phytoplanctonique a demeuré faible à l'exception d'une valeur de 10% enregistré vers la fin du mois de mars 2009. Après la dominance de cette espèce en octobre 2008, on a noté une apparition de *Gymnodinium catenatum*. Cette dernière a présenté une fraction importante au sein de la communauté phytoplanctonique avec une dominance relative d'environ 14% à la troisième semaine de décembre 2008.

II.3.2.2.4. Diversité spécifique

Au niveau de l'estuaire Oued Laou, la valeur moyenne de l'indice de Schannon est de l'ordre de 1,45 bit (figure 37). Cet indice connaît des fluctuations importantes ; ses valeurs varient entre 0 et 2,13 bit. Les valeurs faibles sont enregistrées durant la période printanière 2009 avec un minimum de 0 bit enregistré durant la troisième semaine d'avril 2009 suite à un bloom mono-spécifique de *Noctiluca scintillans*. Cet indice a enregistré aussi, en fin mars 2009, une valeur de 0,41 bit suite à une autre prolifération de *Pseudo-nitzschia* qui a composé 85% de la population phytoplanctonique locale (figure 36). A mi-avril 2009, une valeur de 0,51 bit a été enregistrée mais cette fois-ci en même temps qu'une dominance du genre *Leptocylindrus* avec une valeur de la dominance relative de 85%. En juin 2009, deux faibles valeurs de l'indice de diversité ont été enregistrées : à mi-juin (0,25 bit) et fin juin (0,34 bit), respectivement suite à des proliférations de *Chaetoceros* (Dr : 92%) et *Cryptophycées* (Dr : 91%).

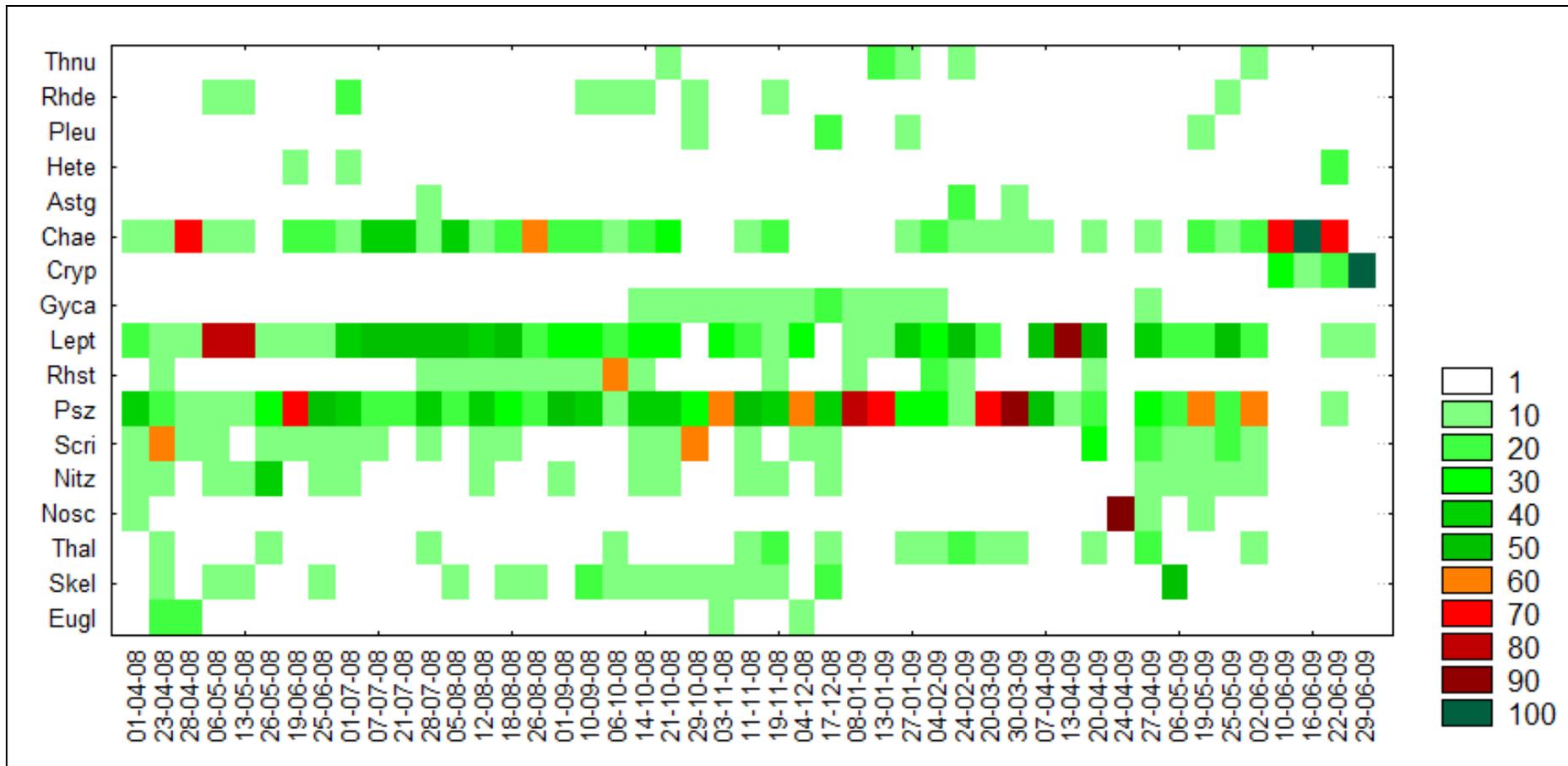


Figure 36- Succession microalgale des taxons dominants au niveau de l'estuaire Oued Laou (valeurs : densité relative pour chaque taxon). (Astg : *Asterionela glacialis*, Chae : *Chaetoceros sp*, Crup : *Cryptophycées*, Eugl : *Euglène sp*, Gyca : *Gymnodinium catenatum*, Lept : *Leptocylindrus sp*, Nitz : *Nitzschia sp*, Nosc : *Noctilica scintillans*, Psz : *Pseudo-nitzschia sp*, RHde : *Rhizosolinia delicatula*, Rhst : *Rhizosolinia stolterfortii*, Scri : *Scripitiella sp*, Skel : *Skeletonema sp*, Thal : *Thalassiosira sp*, Thnu : *Thalassionema nutchoides*)

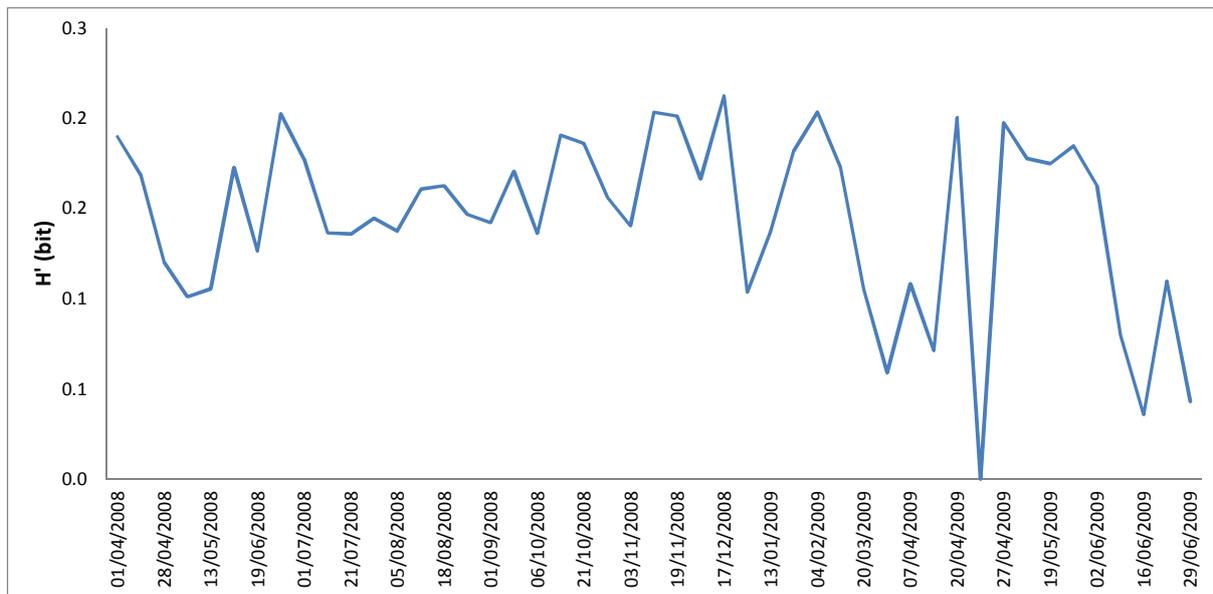


Figure 37- Evolution spatio-temporelle de la diversité spécifique (H') au niveau de l'estuaire Oued Laou.

II.3.2.2.5. Phytoplancton toxique

Durant la période d'étude, plusieurs espèces phytoplanctoniques dont certaines sont considérées responsables d'intoxication alimentaire et d'autre sont des espèces associées à des phénomènes d'eaux rouges ont été recensées. Les espèces productrices des toxines diarrhéiques sont : *Prorocentrum lima*, *Dinophysis acuta*, *Dinophysis caudata*, *Dinophysis rotundota*, *Dinophysis acuminata* et *Dinophysis diegensis*. Les espèces responsables d'intoxication paralytique sont *Alexandrium sp* et *Gymnodinium catenatum* alors que celles réputées productrices des acides domoïques appartiennent au genre *Pseudo-nitzschia*. La présence du genre *Ostreopsis* réputé producteur de palytoxine a été aussi détectée. Pour les espèces associées aux eaux rouges, on a enregistré la présence de *Lingulodinium polyedra*, *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum micans*.

Genre *Dinophysis*

Sur la figure 38, sont reportées les densités du genre *Dinophysis* au niveau de l'estuaire Oued Laou. La présence de ce genre est généralement sporadique ; on l'a identifié avec des faibles concentrations en comparaison avec d'autres espèces. Les concentrations de ce genre au niveau de l'estuaire Oued Laou sont plus importantes que celles enregistrées au

niveau la baie M'diq. L'espèce *Dinophysis caudata* est présente avec des valeurs supérieures à la norme (400 Cells/L). Les valeurs maximales sont de 520, 400 et 520 Cells /L, enregistrées respectivement pendant la dernière semaine d'Août, la deuxième semaine d'octobre 2008 et lors de la dernière semaine de juin 2009.

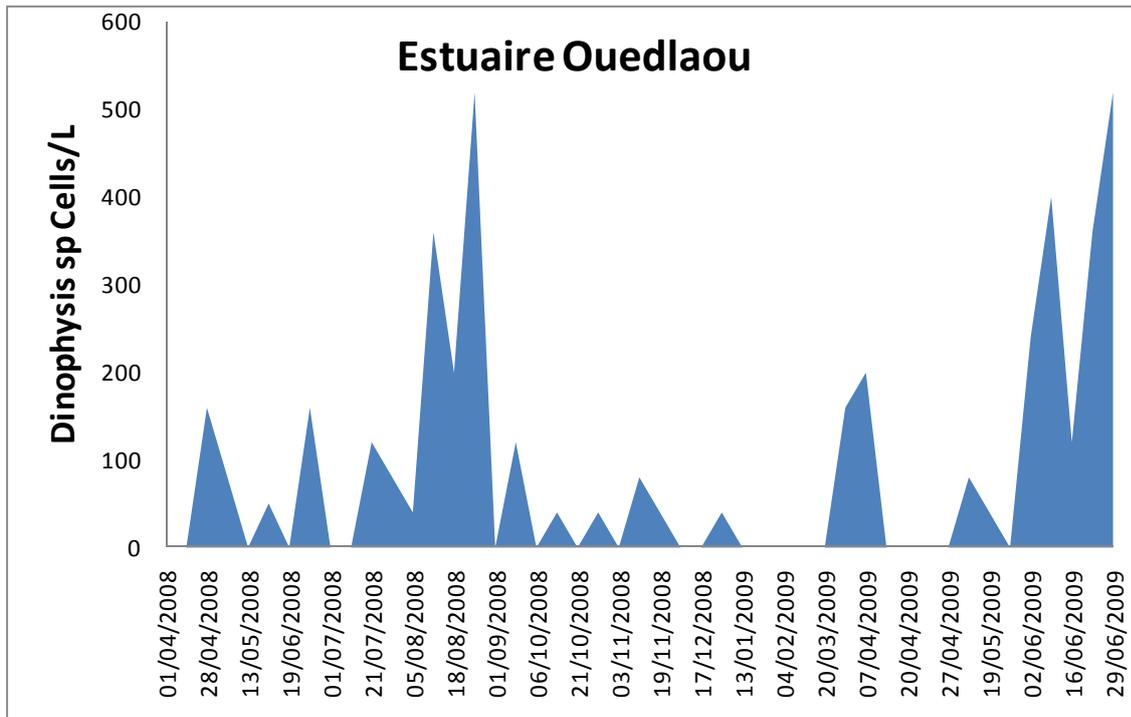


Figure 38- Evolution des densités cellulaires *Dinophysis spp* (Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou

Alexandrium

Sur la figure 39, sont représentées les densités du genre *Alexandrium* au niveau de l'estuaire Oued Laou. Les concentrations maximales sont enregistrées durant les saisons du printemps et de l'été ; elles sont de 1160, 580 et 440 (Cells /L) enregistrées à la deuxième semaine de juin 2009, à la dernière semaine d'avril 2008 et à la deuxième semaine de juillet 2008 respectivement. L'examen thécalle des cellules proliférées durant le mois de juin 2009, a montré que l'espèce concernée est *Alexandrium minutum*.

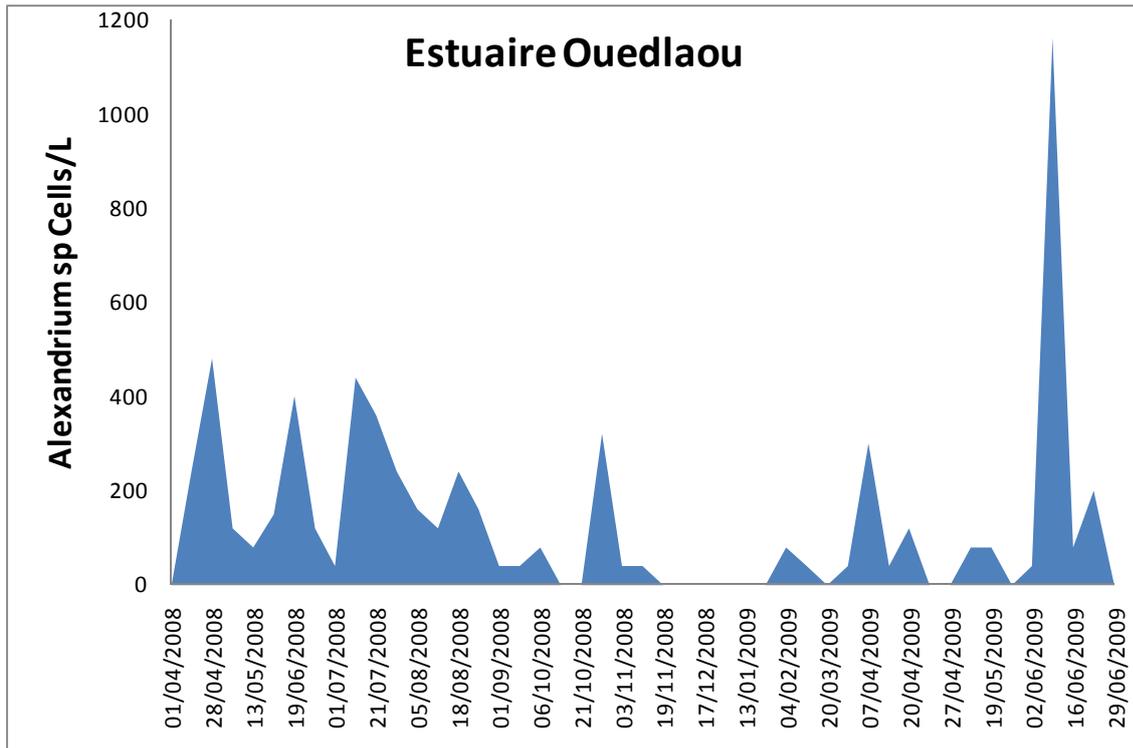


Figure 39-Evolution de la densité du genre *Alexandrium* (Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou

Gymnodinium catenatum

Au niveau de l'estuaire Oued Laou, plusieurs espèces du genre *Gymnodinium* ont été identifiées à savoir : *Gymnodinium breve*, *Gymnodinium impudicum* et *Gymnodinium catenatum*. Cette dernière espèce est réputée productrice de toxines paralysantes. Elle a été observée dans la majorité des échantillons prélevés (**Voir chapitre III**).

Pseudo-nitzschia

Le genre *Pseudo-nitzschia* est fréquemment rencontré dans les échantillons prélevés au niveau de l'estuaire Oued Laou. Il est enregistré avec de fortes concentrations et dans certains cas nous avons décelé des contaminations chez des bivalves (coque rouge et vernis) par l'acide domoïque (**voir Chapitre III**).

Prorocentrum lima

La figure 40 illustre l'évolution des concentrations cellulaires de *Prorocentrum lima* rencontrées au niveau de l'estuaire Oued Laou. La présence de cette espèce dans les échantillons prélevés a été très limitée dans le temps. Elle a été observée seulement à six reprises pendant toute la période d'étude, notamment la saison estivale des années 2008 et 2009 ; la première, la troisième et la dernière semaine du mois d'août 2008, durant le mois de septembre 2008, et pendant la troisième semaine de juin 2009. La concentration maximale obtenue est de l'ordre de 1280 Cells/L, enregistrée à la dernière semaine d'août 2008.

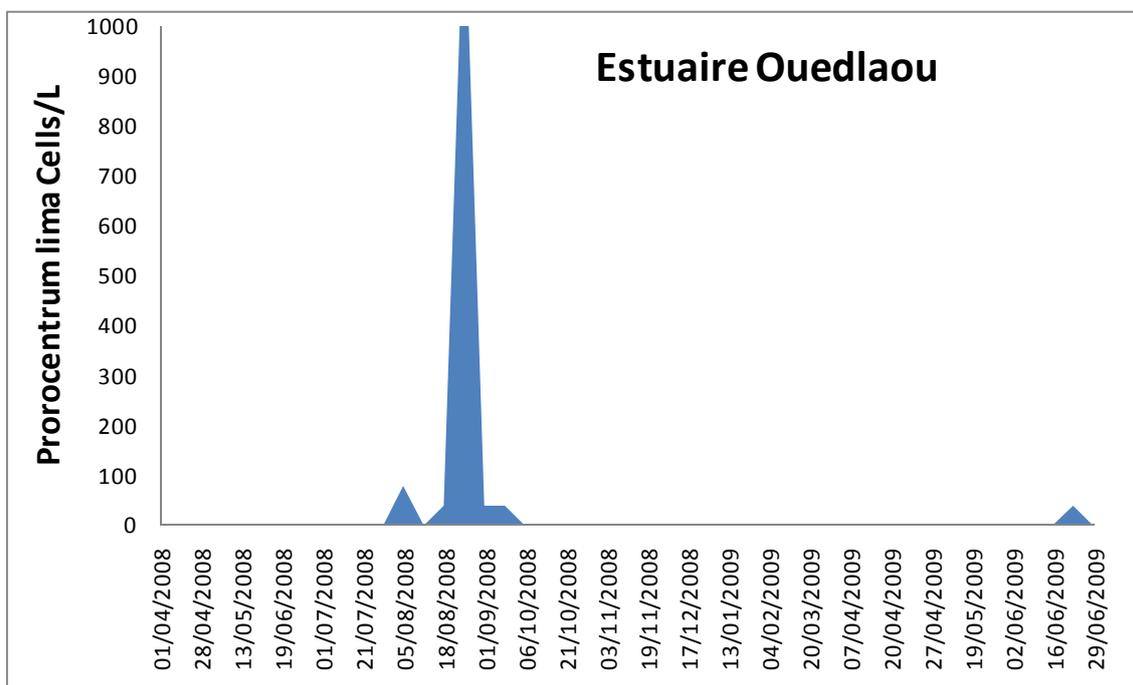


Figure 40- Evolution de la densité de *Prorocentrum lima* (Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou

Noctiluca scintillans

Sur la figure 41 sont reportées les concentrations cellulaires de l'espèce *Noctiluca scintillans* au niveau de l'estuaire Oued Laou. Cette espèce est observée dans les échantillons prélevés durant les périodes d'avril et de juillet-septembre 2008 ainsi que période avril-juin 2009. Les concentrations sont généralement faibles à l'exception d'une seule prolifération mono spécifique survenue au 24 avril 2009 avec une concentration de $12 \cdot 10^5$ Cells/L. Durant

ce bloom, un changement de coloration de la masse d'eau au niveau de l'estuaire Oued Laou présentant des bandes rouges parallèles à la ligne de côte a été enregistré.

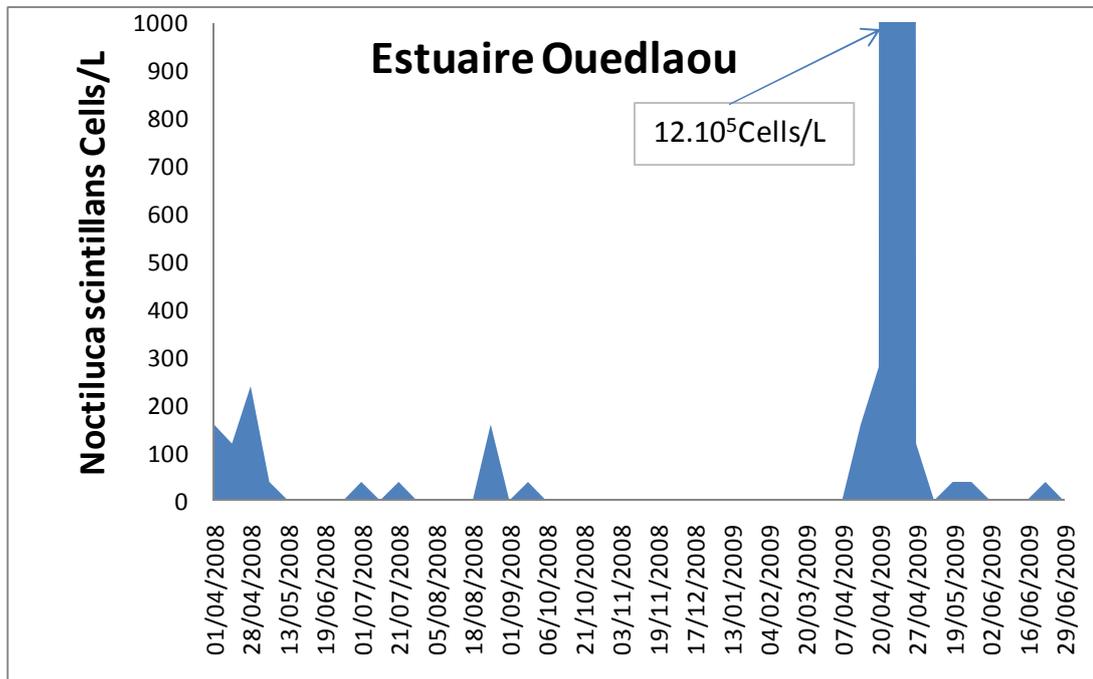


Figure 41- Evolution de la densité de *Noctiluca scintillans* (Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou

II.4. Discussion:

Dans le but de contribuer à l'appréhension de l'importante contamination des bivalves par les phycotoxines paralysantes au niveau l'estuaire Oued Laou par rapport à celle que connaît la baie M'diq, la présente étude s'est intéressée aussi au suivi des paramètres biotiques et abiotiques du milieu et d'essayer de dégager les facteurs environnementaux qui agissent sur la dynamique des phytoplanctons.

II.4.1. Paramètres environnementaux

Température :

Dans les deux écosystèmes étudiés (baie M'diq et estuaire Oued Laou), on a constaté la présence d'une variation saisonnière de la température (figures 11 et 27) avec des valeurs maximales de 22,5 °C enregistrées durant l'été et des valeurs minimales de 13,5 °C enregistrées durant l'hiver. Le printemps et l'automne représentent des saisons de transition entre la période chaude et celle froide. Dans ces deux écosystèmes littoraux, la température de

l'eau de mer suit celle de l'air. Les valeurs les plus faibles et les plus élevées enregistrées au niveau de l'estuaire Oued Laou sont plus importantes que celles de la baie de M'diq. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Kamel (1997) et Daoudi (2004) au niveau de la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou.

Salinité :

La salinité est un facteur primordial pour le développement du phytoplancton. Selon Hallegraeff et al. (1995), la présence d'un gradient de salinité peut être un déclencheur d'efflorescences nuisibles. Dans les deux écosystèmes étudiés, la salinité est généralement sous l'influence des courants maritimes et les apports continentaux. Quand ces derniers diminuent la salinité. L'influence continentale se fait sentir durant les périodes pluviales (figure 70) dont les apports d'eau douce dans les deux écosystèmes sont responsables de la diminution de la salinité. Cependant, les fluctuations de salinité durant la période pluviale sont plus importantes au niveau de l'estuaire Oued Laou (figure 26) qu'au niveau de la baie M'diq (figure 10). Par ailleurs, le niveau de dessalure est plus important au niveau de l'estuaire Oued Laou qu'au niveau de la Baie M'diq alors que la période de dessalure est plus importante au niveau de la baie M'diq qu'au niveau de l'estuaire Oued Laou. Cette variation peut être expliquée par la forme géomorphologique de l'estuaire Oued Laou où l'influence des courants marins est plus importante. Par contre, la baie M'diq par sa forme géomorphologique, forme une zone de rétention où la masse d'eau séjourne plus longtemps. La même tendance d'évolution de la salinité dans les deux milieux a été montrée par les résultats obtenus par Kamel (1997).

pH :

Les valeurs de pH enregistrées dans les deux écosystèmes sont généralement très proches (figures 12 et 28) ; les fluctuations enregistrées tournant autour de 8. Ces valeurs semblent suivre l'évolution de la température. Les valeurs les plus importantes sont enregistrées durant le printemps et l'été. En revanche, les faibles valeurs sont enregistrées durant la période froide. Selon Sigg et al. (1994), le pH de l'eau de mer est contrôlé par les mécanismes d'équilibre anhydrique carbonique – bicarbonate – carbonate. Tous ces équilibres subissent l'influence de la température.

Azote :

L'azote se trouve dans l'eau de mer sous différents niveaux d'oxydation (NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+). C'est trois formes d'azote sont les plus utilisés par le phytoplancton. Le nitrite et l'ammonium sont des formes labiles dans le milieu marin, généralement présents à de très faibles teneurs à peine mesurable (Lacaze 1996). Une grande partie de NH_4^+ et de l'azote organique dans l'eau de mer provient des eaux usées domestiques, des apports continentaux et de celles des élevages d'animaux. En présence de l'oxygène, NH_4^+ est oxydé en NO_3^- (nitrification) (Sigg et al. 1994).

Les analyses effectuées révèlent que les teneurs les plus importantes en nitrite, nitrate et en ammonium sont enregistrées durant l'automne et l'hiver (figures 13 et 29) où des apports importantes de l'azote ammoniacal ont été enregistrés au niveau de la baie M'diq et de l'estuaire Oued Laou. La concentration maximale de l'ammonium équivalente de 40 $\mu\text{M/L}$ a été enregistrée au mois de novembre 2008 durant lequel de fortes précipitations ont eu lieu. Durant ces précipitations, les eaux de ruissèlements ont drainé vers la mer des éléments nutritifs vraisemblablement à l'origine des teneurs élevées d'azote ammoniacal enregistrées.

Les teneurs plus importantes de nitrites ont été enregistrées durant janvier – février 2009 alors que les teneurs maximales des nitrates ont été enregistrées sur une durée plus longue, allant de novembre 2008 à mars 2009. Les concentrations élevées de nitrites et de nitrates, peuvent être expliquées par les apports directs ou indirects d'eaux de ruissèlements. Une fraction de nitrates et nitrites semble provenir directement des eaux pluviales drainées vers la mer et une autre fraction semble être générée au moyen du processus naturel de nitrification par les bactéries. En effet, Boutaib (2010) a montré la présence d'une augmentation de l'activité bactérienne durant la période des précipitations au niveau de la baie M'diq et de l'estuaire Oued Laou. Selon ce même auteur, les fortes activités bactériennes sont bien corrélées avec de fortes pluies. Selon Sigg et al. (1994), la nitrification s'effectue par catalyse enzymatique due à des bactéries aussi bien dans les sols que dans les eaux. Les bactéries nitrifiantes en sont les médiateurs, en profitent pour leur énergie. Ces bactéries sont responsables de la diminution des teneurs de l'ammonium et des nitrites dans l'eau de mer et de l'augmentation de la concentration des nitrates.

Après avoir noté une augmentation importante de la teneur de l'azote au niveau des deux écosystèmes étudiés, on note une diminution de l'ensemble des éléments (ammonium, nitrite et nitrate). Cette réduction est principalement en liaison avec le développement du

phytoplancton durant le printemps. L'azote est assimilé par le phytoplancton et les macroalgues présents dans le milieu, est transformé en azote organique. Aussi, les autres éléments (phosphore minéral et silicium) sont aussi, au même titre que l'azote, assimilés par le phytoplancton et les macroalgues ce qui explique la chute des teneurs de l'azote et des autres éléments nutritifs dans le milieu naturel. A ceci s'ajoute le processus de sédimentation selon lequel les éléments nutritifs sont recyclés entre les sédiments, les algues marines et la colonne d'eau (Lacaze 1996). Ils sont normalement piégés par le sédiment, relargués ensuite, selon les conditions environnantes dans la colonne d'eau et éventuellement assimilés par le phytoplancton.

Phosphore minéral :

Selon Lacaze (1996), les apports nutritifs en mer Méditerranée dépendent des échanges des eaux marines avec l'océan atlantique à travers le détroit de Gibraltar, des dépôts atmosphériques et des déversements terrestres urbains. Au niveau de l'estuaire Oued Laou, la teneur moyenne enregistrée du phosphore minérale reste faible et très proche des valeurs apportées par Redfield (1963) dans les eaux méditerranéennes. Les concentrations importantes sont enregistrées durant la période des précipitations ; ce qui pourrait s'expliquer par l'effet des déversements des apports pluviaux via Oued Laou qui seraient responsables de l'enrichissement de la mer par le phosphore. Cependant, faute de données relatives aux apports nutritifs d'Oued Laou, il est par conséquent difficile de confirmer ce constat.

En revanche, les apports de phosphore minéral au niveau de la baie M'diq sont relativement plus importantes, en l'occurrence à cause de l'importance des rejets des effluents domestique des trois principales villes locales: Sebta, F'nideq et M'diq et aussi des complexes touristiques longeant la côte de la baie. Durant la période d'étude, les déversements des trois villes s'effectuaient directement en mer sans aucun traitement préalable. Selon les résultats obtenus, il semble qu'il n'y a pas d'effet saison. En effet, les concentrations en phosphore minéral dans la baie de M'diq sont importantes durant toute l'année. Selon Redfield (1963), les eaux superficielles de la Méditerranée sont pauvres en phosphore minéral alors que les couches profondes recèlent des concentrations importantes. La baie M'diq peut présenter une zone de remontée d'eaux profondes. Selon Lacaze (1996), au niveau de la Méditerranée, les concentrations les plus importantes en phosphore se rencontrent dans les zones de remontée des eaux profondes.

Silicium :

Le silicium est un nutriment indispensable pour l'élaboration des frustules et squelette des Diatomées et des Silicoflagellées (Richard 1987). La concentration moyenne de silicium déterminée au niveau de la baie M'diq est supérieure à celle de enregistrée dans l'estuaire Oued Laou ; elle est de l'ordre de 3,38 $\mu\text{M/L}$ au niveau de la baie de M'diq et 2,15 $\mu\text{M/L}$ au niveau de l'estuaire Oued Laou (figures 17 et 33). Dans ces deux écosystèmes, le silicium est généralement abondant. La variation saisonnière de ces concentrations est faible. En revanche les teneurs en silicium évoluent dans ces deux écosystèmes en relation étroite avec le développement des Diatomées. Elles sont inversement proportionnelles (figures 42 et 43). Le silicium en eau de mer est l'un des facteurs environnementaux clefs de la prolifération des Diatomées. Durant leur croissance, on remarque une diminution de la concentration de silicium dans l'eau de mer. A titre d'exemple, durant la troisième semaine de mars 2009, il a été d'abord enregistré une augmentation de la teneur de silicium au niveau de la baie M'diq ; cet enrichissement en silicium a engendré une prolifération des Diatomées vers la fin du même mois et au début avril de la même année. Cette même constatation a été faite au niveau de l'estuaire Oued Laou avec une corrélation importante entre la croissance des teneurs en silicium et la prolifération engendrée ensuite des Diatomées.

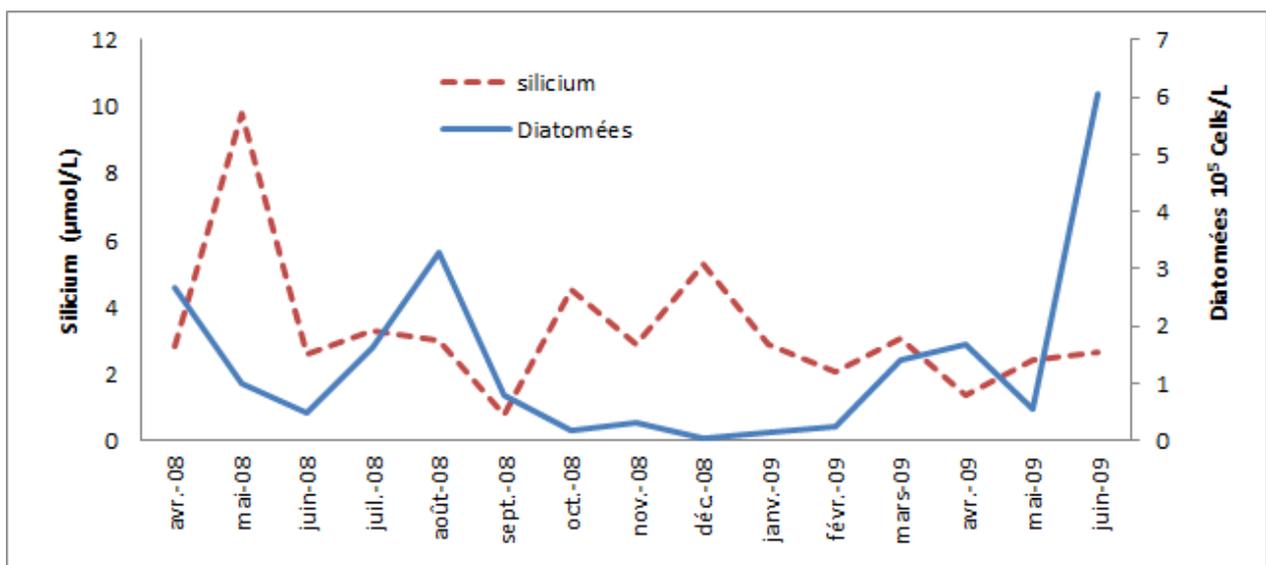


Figure 42- Evolution de concentration mensuels du silicium ($\mu\text{mol/L}$) et des Diatomées (10^5 Cells/L) au niveau de la baie M'diq.

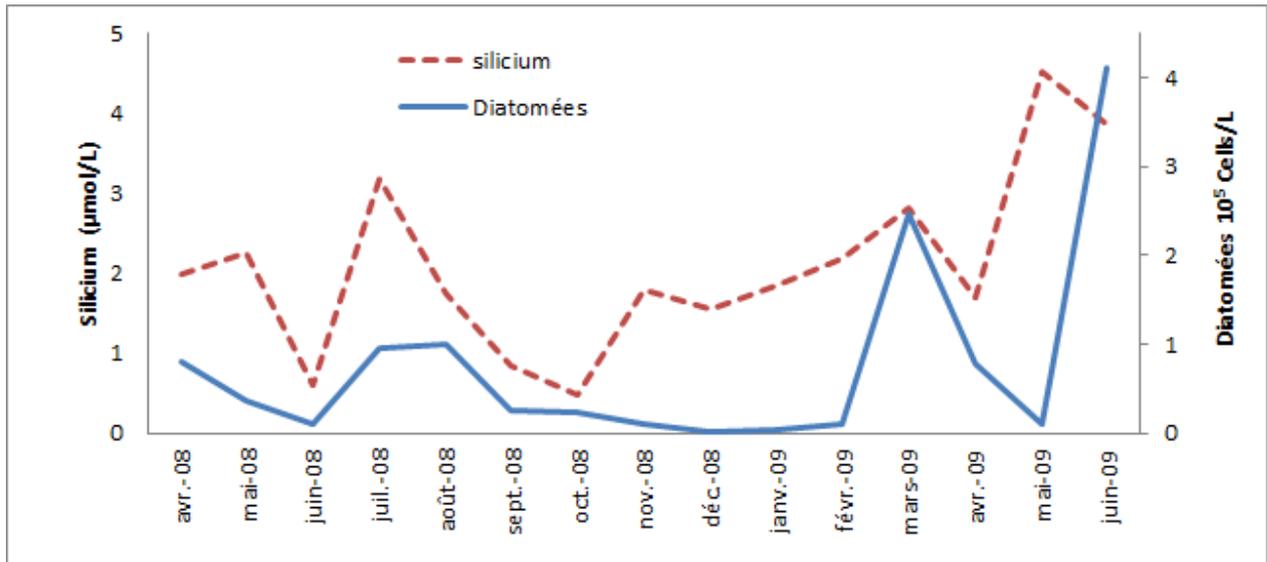


Figure 43- Evolution des concentrations mensuelles du silicium (µmol/L) et des Diatomées (10⁵ Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou.

II.4.2. Facteurs limitant de la croissance du phytoplancton

Les besoins fondamentaux du phytoplancton en éléments nutritifs sont souvent évalués par l'observation de leur composition interne. En particulier, Redfield et al. (1958) ont montré qu'en milieu océanique, la composition moyenne de la biomasse phytoplanctonique présentait une grande stabilité avec des proportions atomiques respectives de 106/20/16/1 pour le carbone, la silice, l'azote et le phosphore. Cette composition élémentaire de la biomasse algale est en équilibre avec celle du milieu marin environnant qu'elle influence en retour (Redfield et al. 1963) en lui donnant un rapport comparable pour les éléments nutritifs.

La notion de facteur limitant est issue de la recherche agronomique du 19^{ème} siècle et s'applique à la nutrition minérale des plantes par Liebig (1940) (in Lacaze 1996). Selon ce concept, la croissance de la plante dépend de l'élément disponible en quantité minimale par rapport à ses besoins, indépendamment de l'abondance des autres éléments. Selon Lacaze (1996), l'examen de la concentration des nutriments, mesurés dans un écosystème donné, permet de déterminer l'élément limitant pour la croissance de phytoplancton. Selon le même auteur, une concentration de phosphore minérale biodisponible de moins de 5 µg P/l (environ 0,161 µM/l) indique que le phosphore peut devenir limitant ; cette valeur est de 20 µg N/l (environ 0,322 µM/l) pour l'azote. Si les deux nutriments sont présents en quantité inférieure

à ces seuils, il se peut qu'ils soient tous les deux limitant. Réciproquement, des concentrations supérieures tendent à indiquer que l'élément en question n'est pas limitant. En revanche, le silicium n'est un élément particulier essentiel que pour les Diatomées et les Silicoflagellées. Selon (Lacaze 1996), le silicium est le premier nutriment qui présente une déplétion dans les eaux côtières, limitant la croissance des espèces de ces deux classes de phytoplancton (Diatoméophycées et Silicoflagellées).

Les figures 44 et 45 illustrent l'évolution des rapports N/P et Si/P au niveau de l'estuaire Oued Laou et la baie de M'diq. D'après les deux figures, on constate une proportionnalité relative entre les deux rapports ; cette constatation est plus marquante au niveau de la baie M'diq qu'au niveau de l'estuaire Oued Laou. La baie M'diq est une zone de rétention de la masse d'eau ; l'influence des courants marins est relativement faible. Par contre, l'estuaire Oued Laou est sous l'influence directe des courants marins et les apports d'eau douce Oued Laou. Cette hypothèse est appuyée par l'évolution de la salinité dans les deux sites durant les périodes des grandes pluies. En effet, durant la période des pluies, le suivi de la dessalure a montré une évolution homogène et plus longue au niveau de la baie M'diq tandis que dans l'estuaire de Oued Laou la dessalure a présenté des fluctuations.

D'autre part, le rapport N/P montre que le phosphore est l'élément limitant de la croissance du phytoplancton si le rapport N/P est supérieur à 20. Par contre, l'azote sera considéré comme limitant si le rapport N/P est inférieur à 10.

D'après les figures 44 et 45, on constate que le phosphore est l'élément limitant de la croissance de phytoplancton dans les deux écosystèmes d'étude. Nos résultats concordent avec ceux obtenus par Berland et al. (1973) ; ces derniers auteurs ont constaté que le phosphore serait le premier facteur limitant de la croissance de phytoplancton au niveau de la mer Méditerranée. D'autre part, Daoudi (2011) a conclu que le phosphore est l'élément limitant de la croissance du phytoplancton au niveau de la lagune de Nador situé à l'est de la Méditerranée marocaine. L'azote ne peut être considéré comme facteur limitant que secondairement ; les valeurs faibles du rapport N/P ont été enregistrées durant le printemps 2009 au niveau de la baie M'diq. D'autre part, la valeur mensuelle du rapport Si/P a subi de grandes fluctuations spatio-temporelles. Les grandes valeurs sont enregistrées au niveau de la baie M'diq qu'au niveau de l'estuaire Oued Laou. Au niveau de la baie M'diq, on a noté des valeurs supérieures à 20 pour la majorité des prélèvements effectués durant l'année 2008. En revanche, dès décembre 2008 jusqu'à juin 2009, le rapport Si/P a demeuré inférieur à 20 mais

en présentant une augmentation progressive pour atteindre son maximum au mois de mars 2009. Cette augmentation du rapport Si/P semble avoir déclenché en outre un boom de *Pseudo-nitzschia*. Au niveau de l'estuaire Oued Laou, les valeurs du rapport Si/P sont généralement inférieures à 20. Parallèlement au boom de *Pseudo-nitzschia* enregistré au niveau de la baie M'diq, un bloom similaire de *Pseudo-nitzschia* au niveau de l'estuaire Oued Laou a été noté. Avant le déclenchement de ce bloom dans l'estuaire Oued Laou, il a été constaté, durant quelques jours avants on a noté une augmentation du rapport Si/P (valeurs supérieures à 20).

Par ailleurs, les concentrations moyennes de l'azote et du phosphore sont comparables dans les deux écosystèmes étudiés et leur évolution temporelle est similaire à l'exception de la période printanière de 2009 durant laquelle le phosphore minéral, au niveau de la baie M'diq, présente une valeur largement supérieure à celle enregistrée au niveau de l'estuaire Oued Laou. Cette augmentation du phosphore au niveau de la baie M'diq peut être liée à l'augmentation des rejets des effluents urbains durant cette période. En effet, la baie M'diq reçoit des effluents de trois principales villes locales (M'diq, F'nideq et Sebta) et des complexes touristiques qui longent presque toute la côte de cette baie.

Concernant le silicium, les concentrations obtenues au niveau de la baie M'diq sont largement supérieures à celles enregistrées au niveau de l'estuaire Oued Laou (figures 17 et 33). Au niveau de la baie M'diq, les teneurs en silicium restent généralement supérieures à 2 $\mu\text{M/l}$. La variation des concentrations du silicium entre ces deux milieux peut être corrélée avec leur variation minéralogique ; le sédiment de la baie M'diq est composé d'une fraction importante de quartz en comparaison avec le sédiment de l'estuaire Oued Laou (Benomar 2010). Le silicium contenu dans l'eau de mer provient des minéraux silicatés constituant la croûte continentale et la décomposition des frustules des Diatomées. Cette richesse de la baie M'diq en silicium favorise davantage la multiplication des Diatomées et des Silicoflagellées, qu'au niveau de l'estuaire Oued Laou.

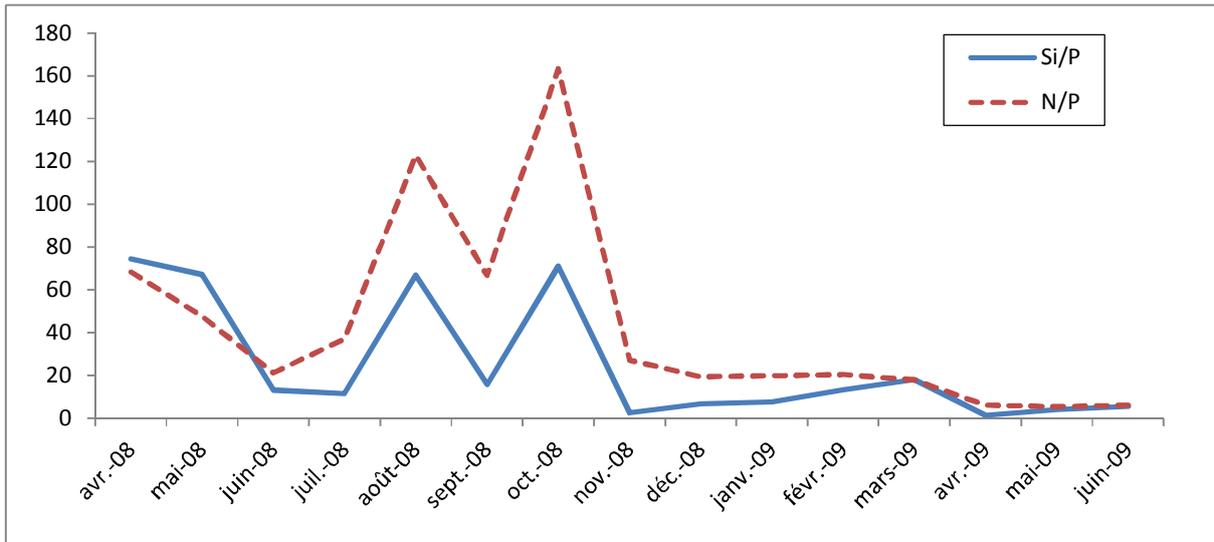


Figure 44- Evolution du rapport N/P et Si/P au niveau de la baie M'diq

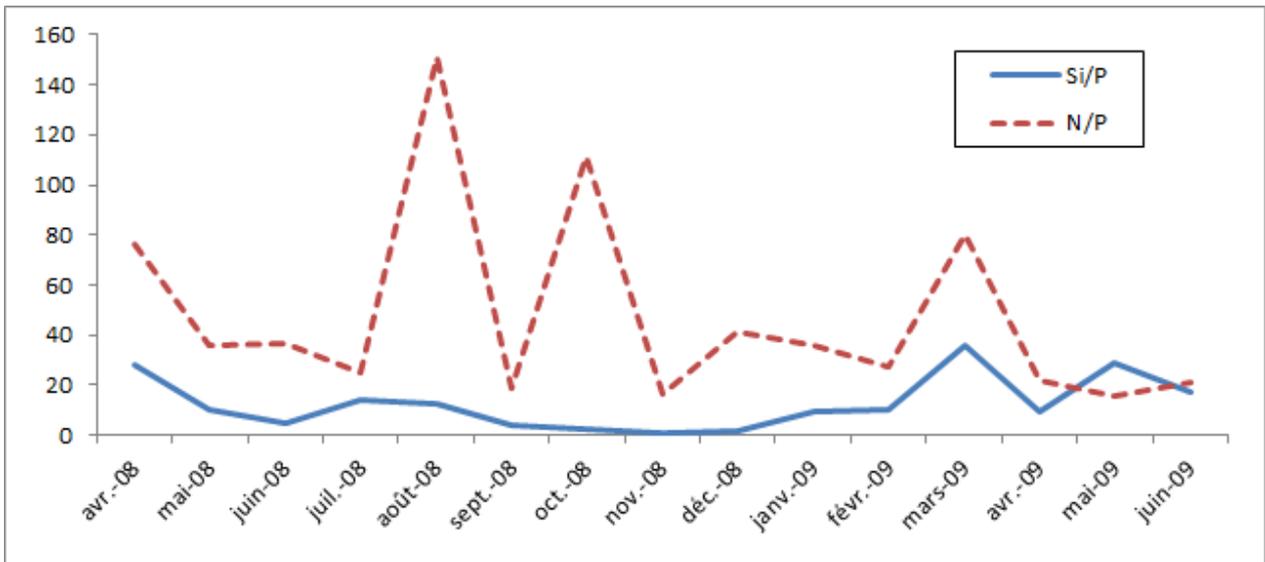


Figure 45- Evolution du rapport N/P et Si/P au niveau de l'estuaire Oued Laou

II.4.3. AFD - variation saisonnière des paramètres environnementaux

Les figures 46 et 47 illustrent la projection des individus et des variables (paramètres environnementaux et saisons) au niveau de la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou. Le traitement de l'ensemble des données est effectué par l'analyse factorielle discriminante (AFD). Il ressort des résultats obtenus une bonne diagonalisation des données sur chaque axe. Les contributions à la variation totale des deux premiers axes totalisent 96,71% et 97,84% pour les données de la baie M'diq (figure 46) et l'estuaire Oued Laou (figure 47) respectivement. Les grandes valeurs des contributions à la variation totale de ces axes expliquent une bonne représentation des données sur le premier plan représenté par les descripteurs F1 et F2. Ces descripteurs organisent verticalement et horizontalement les paramètres environnementaux selon les gradients saisonniers.

L'identification de la variation saisonnière montre que, sur les deux écosystèmes étudiés (baie M'diq et estuaire Oued Laou), la variabilité temporelle des paramètres environnementaux est soumise à un cycle saisonnier, hormis pour quelques facteurs qui ne montrent pas cette variation. Le passage saisonnier (printemps – été – automne – hiver) est respecté en terme du temps au niveau les deux écosystèmes, avec la présence de certaines périodes de chevauchement entre les saisons.

La progression saisonnière des paramètres environnementaux dans les deux écosystèmes est dominée par la température, la salinité et le pH durant l'été ; les grandes valeurs de ces derniers paramètres ont été enregistrées durant cette période. En revanche, l'hiver est caractérisé par les faibles valeurs de la température, de la salinité et du pH. Sur les figures de projection des saisons, l'hiver et le printemps sont situés symétriquement par rapport au centre. En plus des faibles valeurs des paramètres physiques, l'hiver se caractérise par des teneurs importantes de l'azote nitrique (NO_3^-). Durant l'hiver, suite aux fortes précipitations, on note l'enrichissement des deux écosystèmes par l'azote nitrique ; par contre durant l'été, les concentrations de l'azote nitrique sont faibles suite à sa consommation par le phytoplancton.

Sur les figures (46-B et 47-B), le printemps et l'automne sont situés à l'opposé des premières saisons. Le nuage des points du printemps est situé entre l'hiver et l'été. Durant cette dernière saison on note une augmentation progressive de la température et de la salinité de la masse d'eau tandis qu'à l'opposée, on note une diminution de l'azote nitrique. Cette constatation a été observée dans les deux écosystèmes mais il faut signaler que la participation

de l'azote nitrique dans la différenciation saisonnière est faible en comparaison avec d'autres paramètres.

L'automne se distingue par les grandes teneurs en azote nitreux, azote ammoniacal et phosphore minéral. Ces trois éléments nutritifs ont participé avec la même grandeur pour discriminer les échantillons d'automne de l'estuaire Oued Laou. Par contre, au niveau de la baie M'diq, les trois éléments nutritifs ont participé avec des grandeurs différents ; l'azote nitreux et l'azote ammoniacal ont contribué davantage à cette discrimination. Le phosphore minéral a montré une corrélation importante avec l'azote ammoniacal dans les deux écosystèmes.

Généralement, les éléments nutritifs montrent une corrélation avec les précipitations. Selon l'axe F2 des figures 46-A et 47-A, l'azote nitrique, l'azote nitreux, l'azote ammoniacal et le phosphore minéral sont associés aux précipitations. Par contre, le phosphore minéral est situé dans le côté négative de l'axe F2. L'évolution de la teneur en silicium dans la baie M'diq et l'estuaire Oued Lou peut être liée à plusieurs facteurs autres que les apports continentales.

D'autre part, sur les figures 46-A et 47-A, on constate l'existence du processus de nitrification. L'automne se caractérise par des concentrations importantes en azote ammoniacal ; par contre, l'hiver se caractérise par des teneurs importantes en azote nitrique. En revanche, l'azote nitreux est situé entre les deux saisons (automne - hiver). Pour conclure, les apports de l'azote ammoniacal dans les deux sites d'études, subit plusieurs réactions de transformation ; ils se transforment à l'azote nitreux puis à l'azote nitrique par des réactions de nitrification.

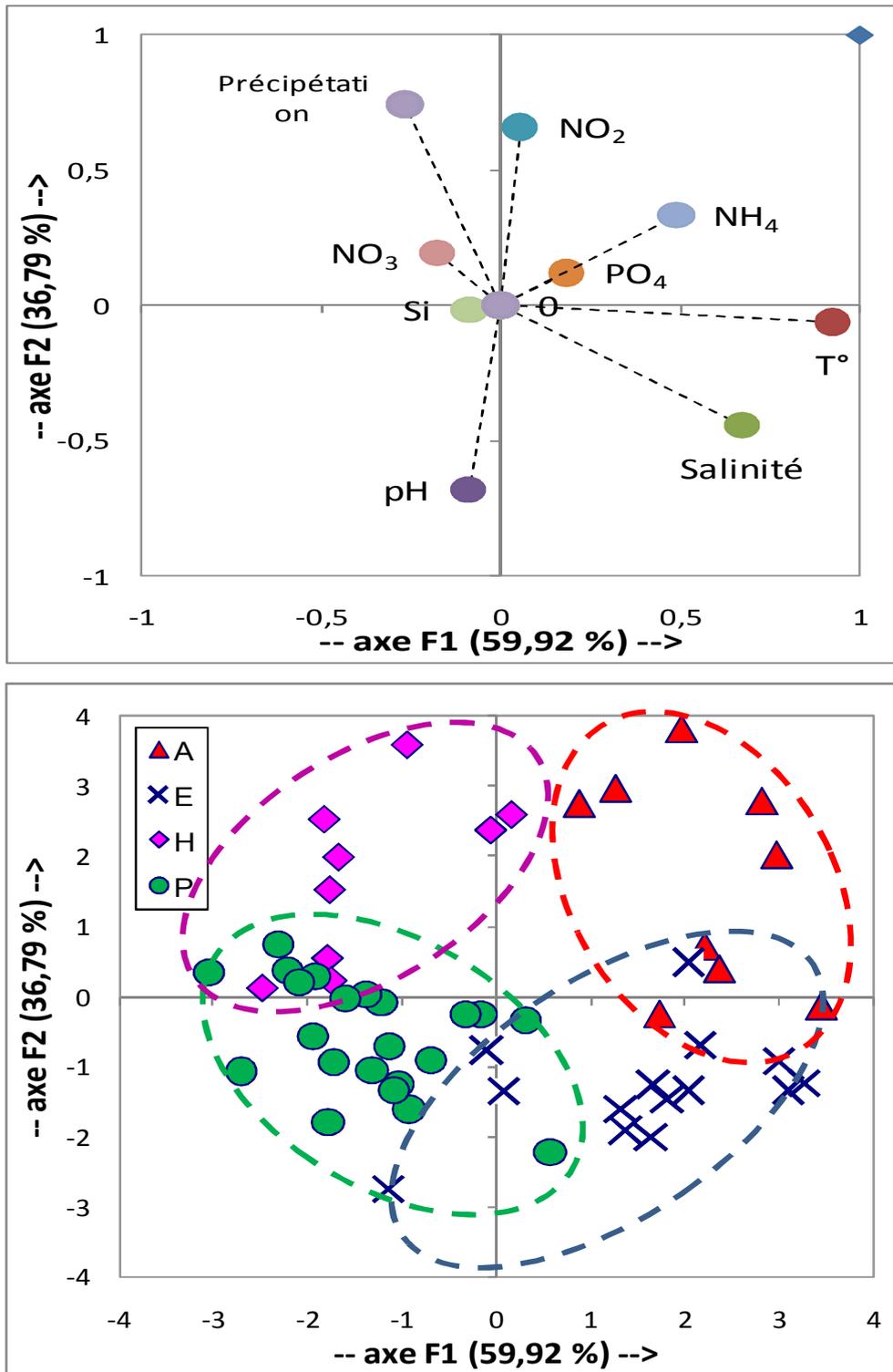


Figure 46- A- Projection des variables (paramètres du milieu) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq. (A : Automne, E : Eté, H : Hiver, P : Printemps).

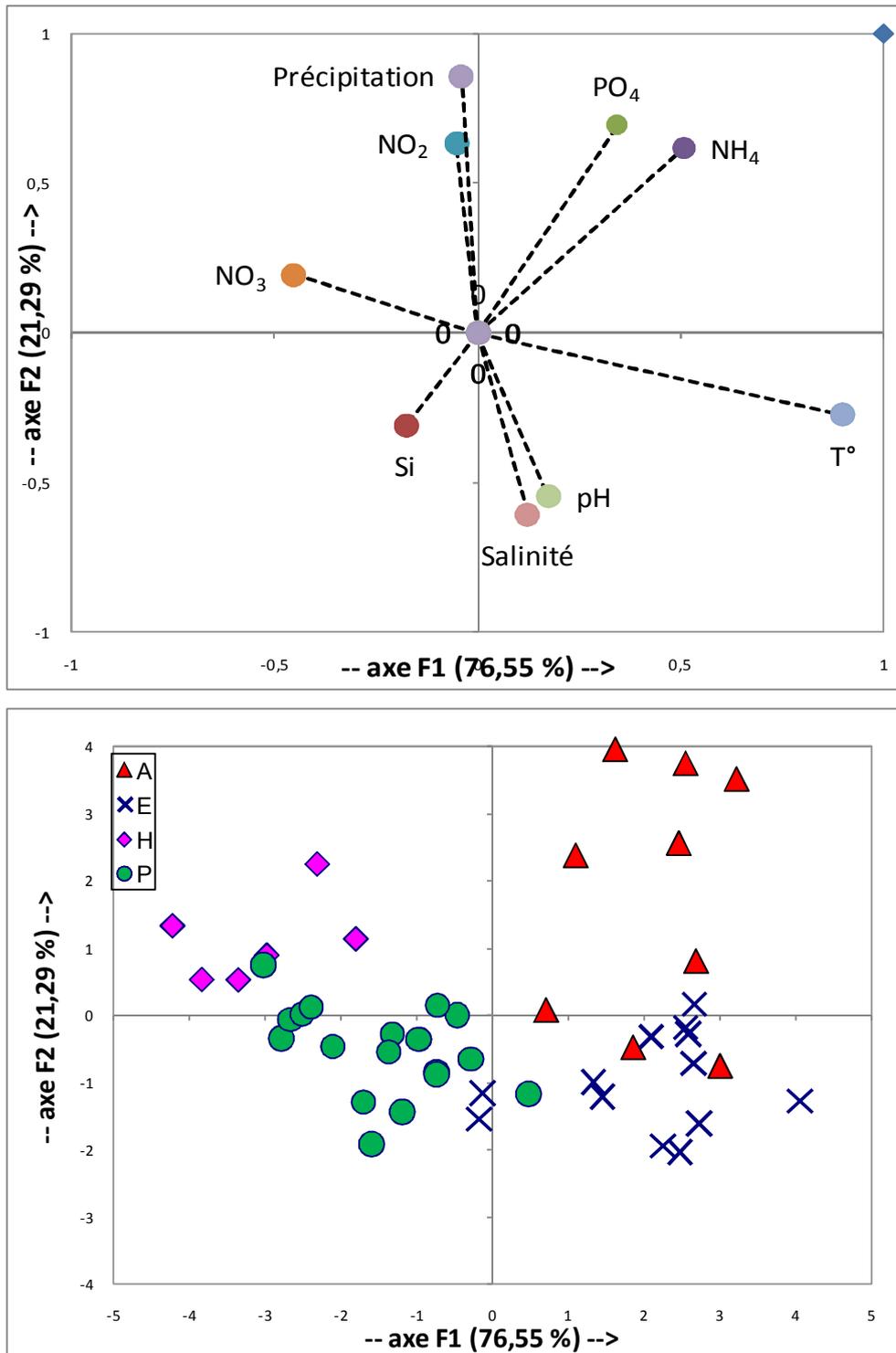


Figure 47-A- Projection des variables (paramètres du milieu) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou. (A : Automne, E : Été, H : Hiver, P : Printemps).

II.4.4. AFD - variation saisonnière de la population phytoplanctonique

L'inventaire des espèces phytoplanctoniques au niveau de la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou, a permis de confirmer la présence de deux groupes systématiques majoritaires : les Diatomées et les Dinoflagellés. Ces deux groupes sont considérés comme les composantes principales du phytoplancton en Méditerranée (Trégoubouff 1957). Durant la période correspondant à la présente étude (avril 2008-juin 2009), le groupe des Diatomées a dominé la population phytoplanctonique à l'exception de quelques proliférations occasionnelles de certaines espèces (*Noctiluca scintillans*, Cryptophycées). Cette constatation a été relevée au niveau des deux écosystèmes étudiés.

L'identification de la variation saisonnière du phytoplancton dans les deux sites étudiés (baie de M'diq et l'estuaire de Oued Laou) (figures 48-B et 49-B) montre que la variabilité temporelle de la communauté phytoplanctonique est soumise à un cycle saisonnier, excepté pour quelques espèces présentes toute l'année. La progression saisonnière de la communauté phytoplanctonique dans les deux sites est dominée par les Diatomées en hiver et durant le printemps puis ensuite par les Dinoflagellés durant la période estivale. Selon Smayda (1984), ce schéma de succession saisonnière des communautés phytoplanctoniques est caractéristique des zones tempérées.

II.4.4.1. Baie de M'diq

La matrice des données est établie à partir des échantillons analysés depuis avril 2008 jusqu'à juin 2009. A chaque couple unité taxinomique-période d'échantillonnage est associée la valeur de la concentration du taxon. Le nombre d'observations et de paramètres s'élève à 54 et 38 respectivement. Il ressort des résultats obtenus une bonne diagonalisation des données sur chaque axe (Figure 48 A et B). Les contributions à la variation totale des deux premiers axes totalisent 89.8% ; ce qui signifie une bonne représentation sur le premier plan représenté par les descripteurs F1 et F2. Ces descripteurs organisent verticalement et horizontalement les unités taxinomiques dominantes selon des gradients saisonniers.

La figure 48-B illustre les prélèvements réalisés au niveau de la baie M'diq en quatre regroupement saisonnier :

- Le premier regroupement se caractérise par la prolifération de *Thalassiosira sp.*, *Pleurosigma sp.*, *Lauderia* et *Gymnodinium catenatum* durant la période hivernale.

- Le deuxième regroupement se distingue par des espèces estivales ; en effet, ce groupe est composé de *Rhizosolinia stolterfortii*, *Rhizosolinia delicatula*, *Chaetoceros sp.*, *Humiaulus sp.*, *Protoperidinium spp.*, *Ceratium sp.*, *Prorocentrum lima* et *Dinophysis sp.*.
- Le troisième regroupement présente une diversification plus importante vu le nombre des taxons qui ont proliféré durant la période printanière où il a été noté la prolifération remarquable de *Prorocentrum treistinum*, *Gyrodinium sp.*, *Ostreopsis sp.*, *Eucampia zodiacus*, *Asterionella glacialis*, *Thalassionema nitzschoides*, *Rhizosolinia styliformis*, *Noctiluca scintillans* et *Pseudo-nitzschia sp.*
- Le quatrième regroupement se distingue par des espèces à préférendum automnal. Dans ce groupe, on a distingué la présence de *Gymnodinium catenatum* et *Coscinodiscus sp.*

II.4.4.2. Estuaire Oued Laou

Le traitement des données obtenues pour l'estuaire de Oued Laou est effectué de la même manière que celui réalisé pour les données du phytoplancton de la baie M'diq avec 38 variables (unité taxinomique des Diatomées et Dinoflagellés dominants) et 47 observations (prélèvements). Nous avons obtenus une bonne diagonalisation des données sur les deux axes (F1 et F2). Les contributions à la variation totale des deux premiers axes totalisent 90,94% ; ce qui signifie une bonne représentation sur les descripteurs F1 et F2. Ces descripteurs organisent verticalement et horizontalement les unités taxinomiques dominantes selon des gradients saisonnières.

A partir de la figure 49, on peut distinguer quatre groupes saisonniers :

- Dans le premier groupement, on observe que les concentrations les plus importantes de *Pleurosigma*, *Thalassionema nitzschoides*, sont enregistrées durant la période hivernale.
- Le deuxième regroupement est observé durant la période printanière ; ce groupe est composé de *Gyrodinium sp.*, *Gymnodinium sp.*, *Goniodoma sp.*, *Alexandrium sp.*, *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum treistinum*, *Thalassiosira sp.*, *Nitzschia sp.* et *Pseudo-nitzschia sp.*
- Le troisième correspond aux échantillons prélevés durant la période estivale. Cette période est marquée par des concentrations importantes de *Dinophysis sp.*,

Proto-peridinium sp., *Heterocapsa sp.*, *Gyrodinium sp.*, *Prorocentrum lima*, *Licmophera sp.*, *Rhizosolinia pungens*, *Skeletonema sp.*, *Leptocylindrus sp.* et *Navicula sp.*.

- Le quatrième regroupement est constitué des échantillons prélevés durant la période automnale. Cette dernière association se singularise par des concentrations plus importantes de *Gymnodinium catenatum*, *Thalassionema nitzschoides*, *Guinardia sp.*, *Coscinodiscus sp.* et *Rhizosolinia stolterfortii*.

II.4.5. AFD - Variation saisonnière des espèces toxiques :

L'analyse Factorielle Discriminante, effectuée à partir des données des unités taxinomiques des espèces potentiellement toxiques, vise à mettre en exergue l'évolution saisonnière de ces espèces, et de dégager les groupes des espèces caractéristiques de chaque période de l'année.

Au niveau de la baie M'diq il ressort des résultats obtenus, une bonne diagonalisation des espèces potentiellement toxiques sur chaque axe ainsi qu'un bon recouvrement entre les unités taxinomiques et les saisons. Les contributions à la variation totale des deux premiers axes totalisent 85,59% ; ce qui s'explique par une bonne représentation sur les premiers plans représentés par les axes F1 et F2 (figure 50). L'axe F1 organise horizontalement les espèces potentiellement toxiques selon un gradient saisonnier opposant la période printemps-été à la période automne-hiver. L'axe F2 oppose la période printanière à la période estivale. La période automnale-hivernale se caractérise par la prolifération de *Gymnodinium catenatum*. C'est la période de préférence d'apparition de cette espèce. La période estivale se distingue par l'apparition de *Prorocentrum lima*, *Dinophysis caudata*. La période printanière se caractérise par l'apparition de *Dinophysis fortii*, *Ostreopsis sp.*, *Dinophysis diegensis*. *Par contre Pseudo-nitzschia* et *Alexandrium* ont une tendance de prolifération durant la période printanière-estivale.

Sur la figure 51, on a reporté le traitement statistique de l'analyse factorielle discriminante de données collectées au niveau de l'estuaire Oued Laou. Les résultats obtenus montrent une diagonalisation similaire à celle enregistrée au niveau de la baie M'diq. Les contributions à la variation totale des deux premiers axes totalisent 96,17% ; ce qui s'explique par une meilleure représentation des espèces toxiques sur les deux premiers axes (F1 et F2). L'axe F1 organise horizontalement les espèces potentiellement toxiques selon un gradient

saisonnier opposant la période printemps-été à la période automne-hiver. L'axe F2 oppose la période printanière à la période estivale. La période automnale-hivernale se caractérise par l'apparition de *Gymnodinium catenatum*, *Dinophysis acuminata* et *Dinophysis rotundata*, avec une distinction de prolifération de *Gymnodinium catenatum* durant la période automnale. La période estivale se distingue par l'apparition de *Prorocentrum lima*, et *Chattonella*. La période printanière se caractérise par l'apparition de *Pseudo-nitzschia*, *Dinophysis diegensis*, *Dinophysis caudata* et *Alexandrium*

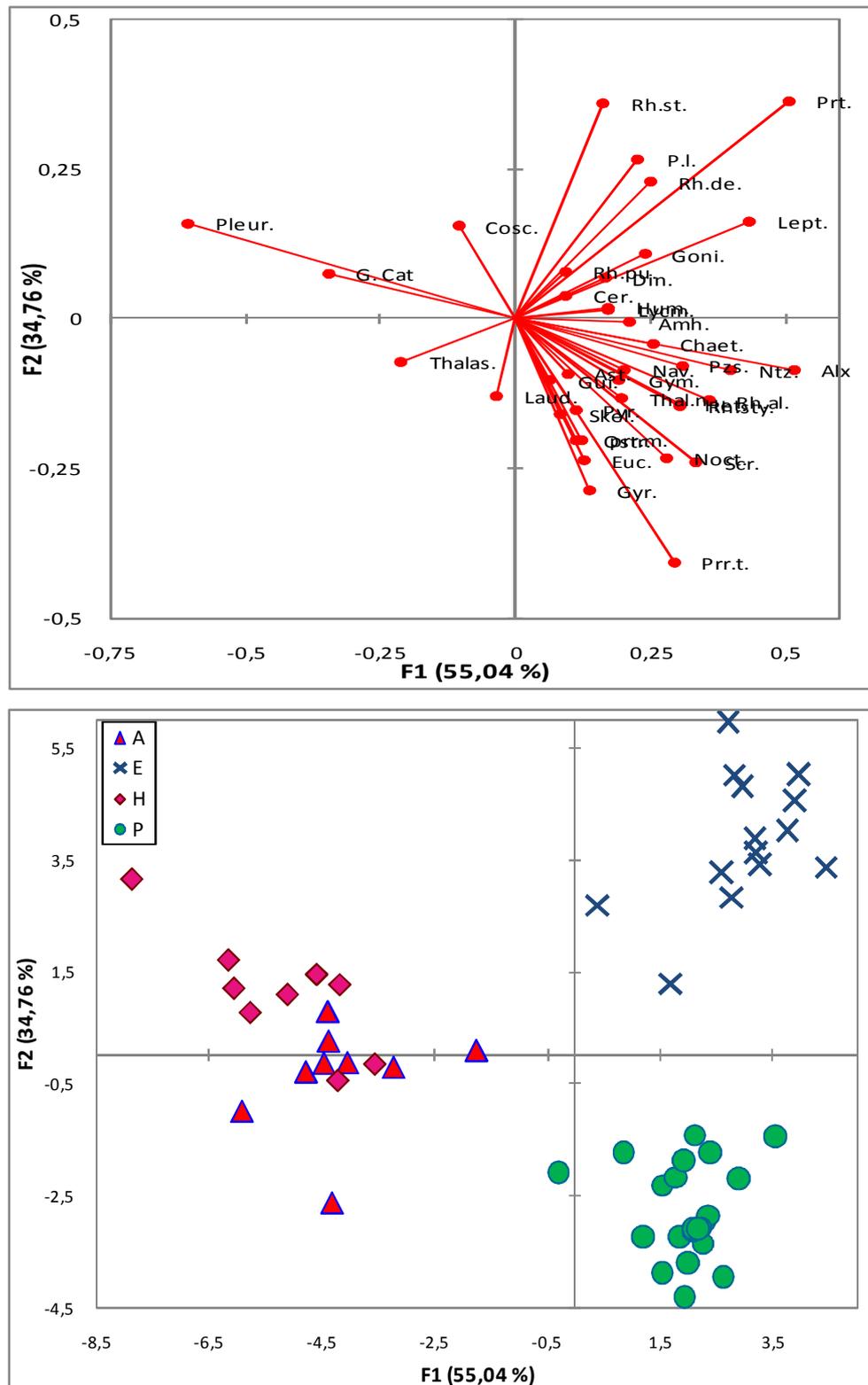


Figure 48- A- Projection des variables (Dinoflagellés et Diatomées dominants) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq. (A : Automne, E : Été, H : Hiver, P : Printemps).

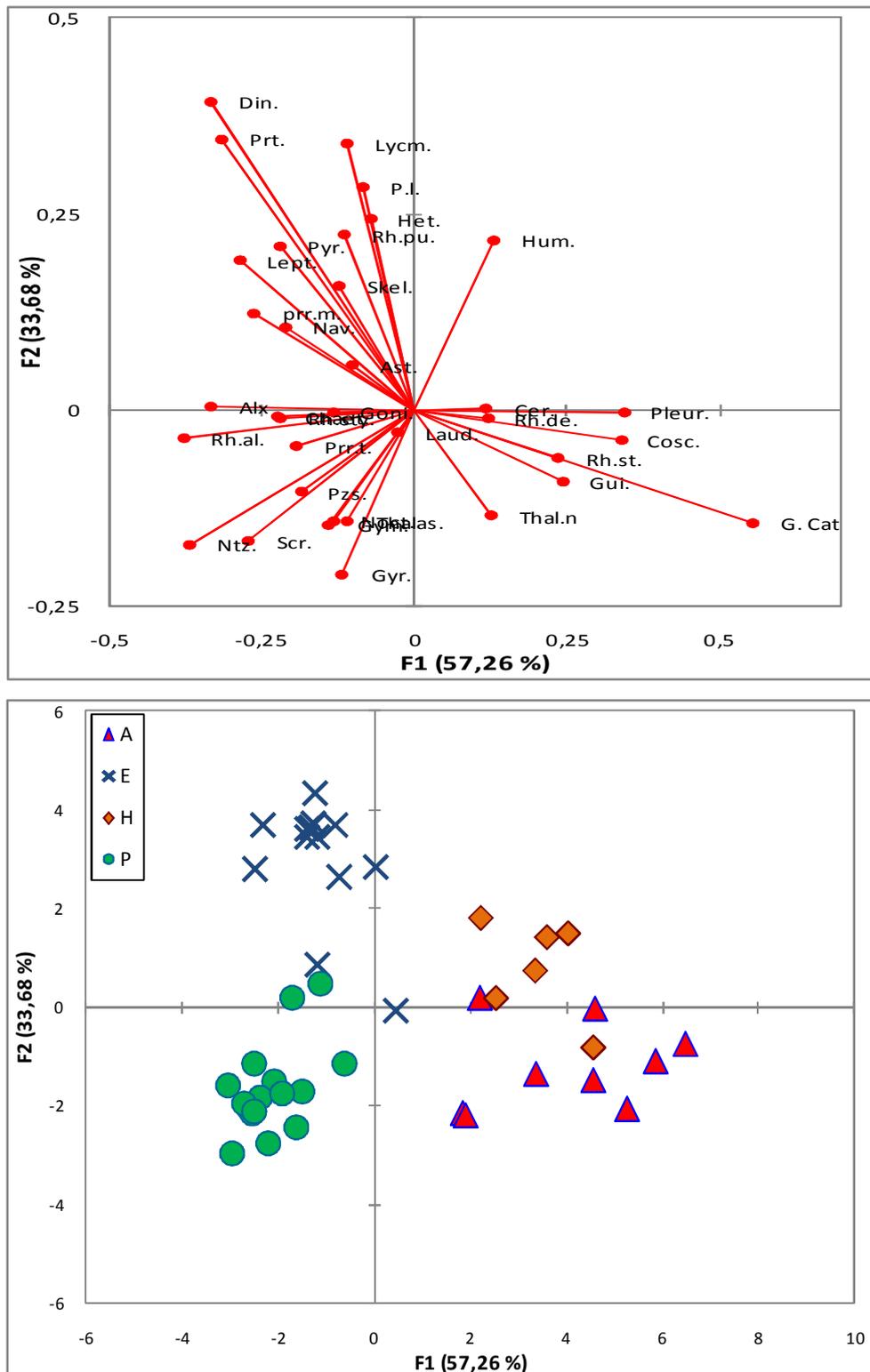


Figure 49- A- Projection des variables (Dinoflagellés et Diatomées dominants) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou. (A : Automne, E : Eté, H : Hiver, P : Printemps).

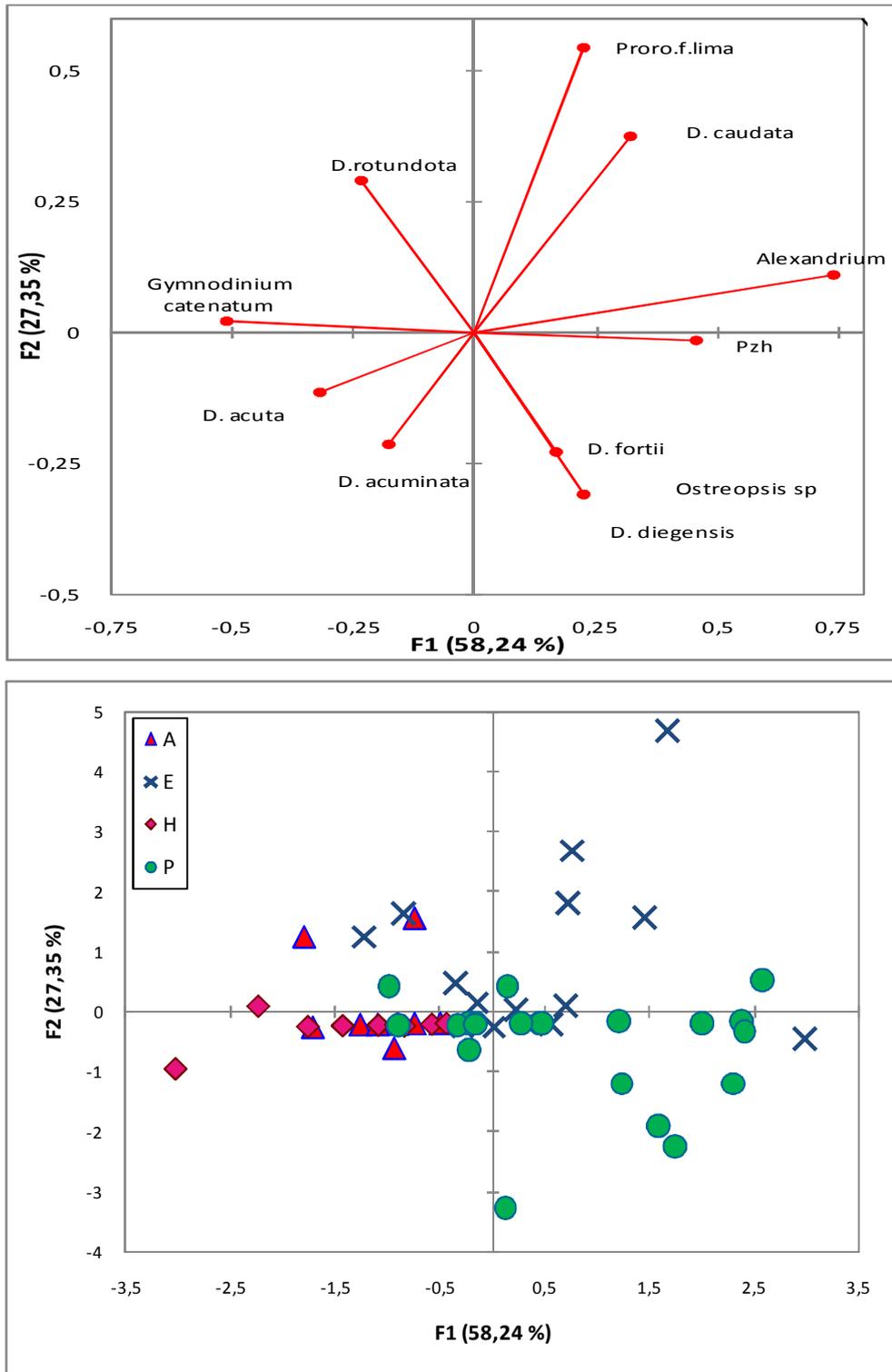


Figure 50- A- Projection des variables (unités taxinomiques toxiques) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq. (A : Automne, E : Eté, H : Hiver, P : Printemps).

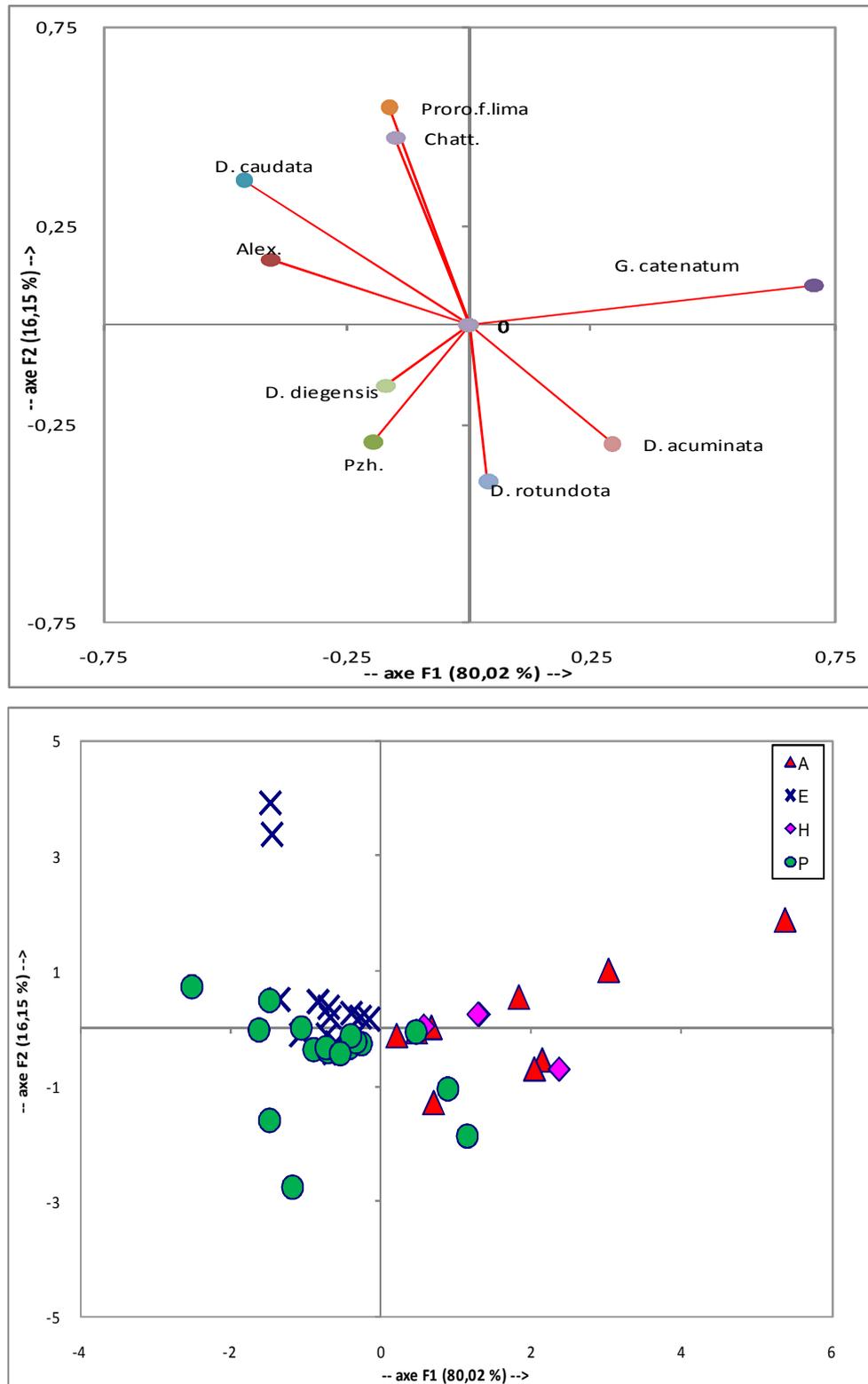


Figure 51- A- Projection des variables (unités taxinomiques toxiques) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou. (A : Automne, E : Été, H : Hiver, P : Printemps).

II.5. Conclusion :

L'étude de la dynamique de population phytoplanctonique en relation avec les paramètres environnementaux, durant un cycle d'une année (avril 2008 – juin 2009) au niveau de la baie M'diq et de l'estuaire Oued Laou, a montré la présence de plusieurs processus qui règlent le développement du phytoplancton dans les deux sites.

La communauté phytoplanctonique dans ces deux écosystèmes est très semblable. On peut constater que la seule différence entre ces deux écosystèmes réside dans la biomasse algale totale ; cette biomasse est généralement élevée au niveau de la baie M'diq qu'au niveau de l'estuaire Oued Laou. Cette variation en biomasse algale est liée à plusieurs paramètres. La baie de M'diq représente une zone de rétention où la masse d'eau séjourne une période plus longue ; ce qui favorise l'accroissement de la densité phytoplanctonique. D'autre part, la classe des Diatomées constitue la composante principale de la population phytoplanctonique au niveau des deux écosystèmes. L'estuaire Oued Laou se caractérise par de faibles teneurs en silicium, élément primordial à la croissance des Diatomées, en comparaison avec les concentrations enregistrées au niveau de la baie M'diq. Ceci peut expliquer l'importante concentration des Diatomées enregistrée dans la baie M'diq. Cette dominance des Diatomées dans les deux écosystèmes indique que les côtes méditerranéennes occidentales marocaines constituent une zone de brassage d'eau. Le phosphore constitue, d'une manière générale, le premier élément nutritif limitant de la croissance de phytoplancton. Le silicium et l'azote, en autres, ne représentent pas des facteurs limitant principaux ; ils sont plutôt secondaires après le phosphore.

La succession phytoplanctonique et leur cycle écologique seraient définis par la turbulence et la concentration des éléments nutritifs au niveau des deux écosystèmes étudiés. D'une manière générale, les grandes proliférations des espèces phytoplanctoniques sont enregistrées à des périodes de faible turbulence et en présence de concentrations importantes en éléments nutritifs. A l'instar de la croissance de populations phytoplanctoniques, les espèces toxiques prolifèrent dans des mêmes conditions avec cependant des exigences spécifiques pour chaque espèce. *Gymnodinium catenatum* a un préférendum de prolifération durant l'automne et l'hiver. A titre d'exemple, en janvier 2008, un bloom de *Gymnodinium catenatum* a été enregistré parallèlement à une richesse en éléments nutritifs, stratification des masses d'eau (faible turbulence), une dessalure de l'eau et une température de l'ordre de 17 °C. La conjugaison de ces conditions semble avoir favorisé le développement de

Gymnodinium catenatum bien que cette notion de développement est très relative. La concentration des espèces phytoplanctoniques est généralement faible durant l'automne et l'hiver. Une concentration de 3000 Cells/L de *Gymnodinium catenatum* dans le milieu reste faible en comparaison avec les concentrations d'autres espèces phytoplanctoniques. On peut conclure que la croissance du phytoplancton est limitée par la forte turbulence, la diminution de la température et la diminution de la durée d'ensoleillement.

En revanche, le printemps et l'été présentent des périodes propices pour le développement du phytoplancton. Ces deux saisons se distinguent par des faibles turbulences et des durées d'ensoleillement plus longues. Durant ces deux saisons, la croissance du phytoplancton est optimale ; on y observe une augmentation de biomasse et de diversité du phytoplancton. En printemps 2009, on a noté un bloom de *Pseudo-nitzschia* qui s'est produit suite à une forte accumulation d'éléments nutritifs (azote, phosphore et silicium). Après ce bloom, il y avait apparition dans le milieu des espèces phytoplanctoniques de petites tailles (Cryptophyceae et *Chaetoceros socialis*).

La variation saisonnière de la population phytoplanctonique, au niveau des deux écosystèmes étudiés, est gérée par les paramètres environnementaux. Cette variation saisonnière des paramètres du milieu, dans les deux écosystèmes, agit directement sur la population phytoplanctonique. Dans les deux écosystèmes, la dynamique de la population phytoplanctonique suit un schéma saisonnier.

L'analyse de l'ensemble des données (paramètres environnementaux et population phytoplanctonique) a permis de dégager une parfaite discrimination saisonnière (figures 52 et 53). Dans les deux écosystèmes, le schéma saisonnier est respecté avec une absence des périodes de chevauchement. On a noté une discrimination des échantillons du printemps, suivie des échantillons de l'été, de celle de l'automne, et enfin de l'hiver pour boucler le cycle de l'année. En résumé, il paraît que la composition de l'écosystème marin de l'estuaire Oued Laou et de la baie M'diq est sous l'influence de plusieurs processus biologiques, chimiques, physique et géologiques qui régulent les cycles des différents composés biologiques et chimiques. La population phytoplanctonique est sous l'influence directe des paramètres environnementaux et des paramètres biologiques (consommation, croissance, etc.). En revanche, la composition chimique de l'eau de mer résulte de l'interaction des processus géologiques (minéralogie) et biologiques. Les différents compartiments de l'environnement sont interdépendants.

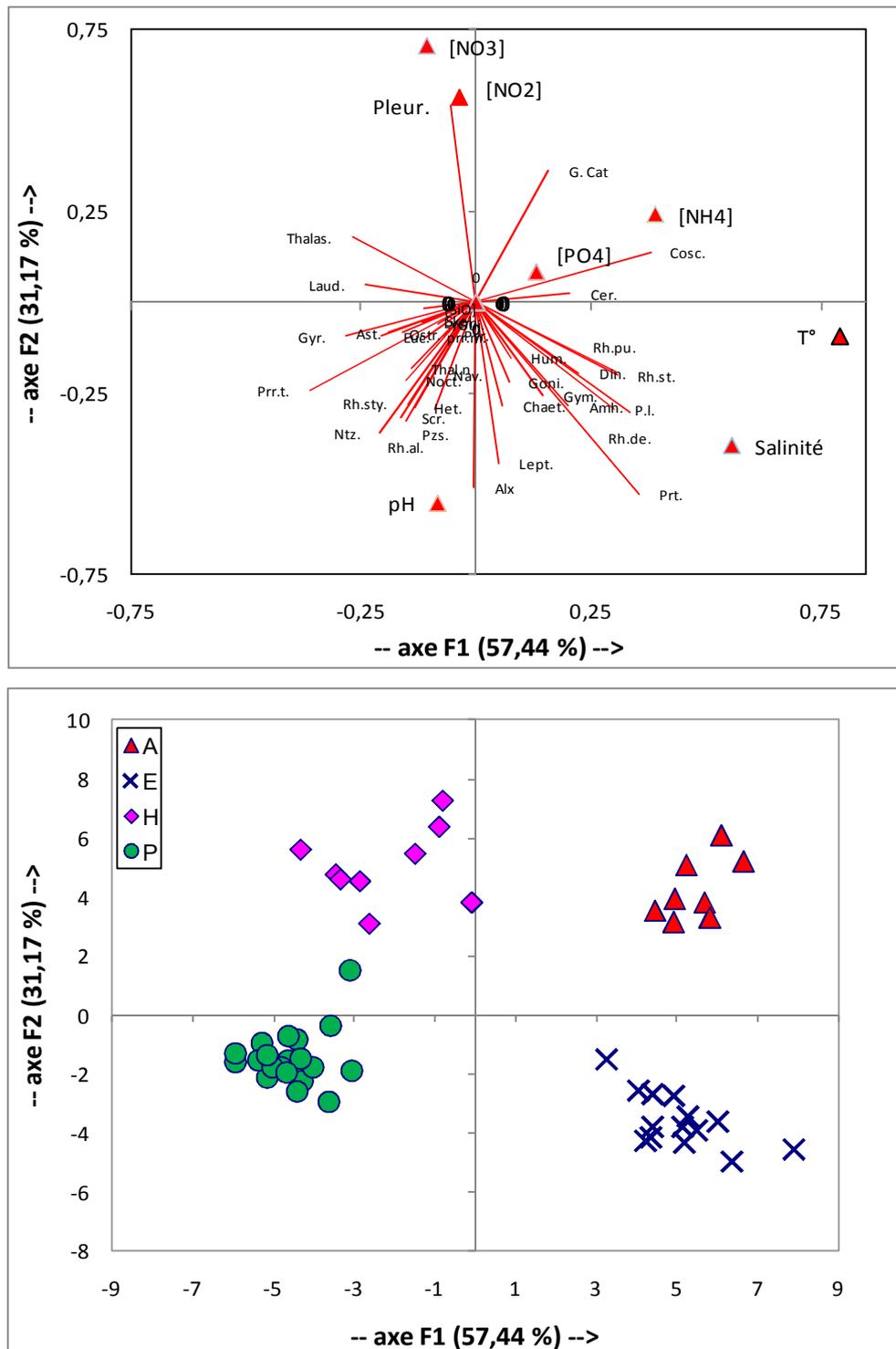


Figure 52- A- Projection des variables (paramètres biotique et abiotique) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq. (A : Automne, E : Eté, H : Hiver, P : Printemps).

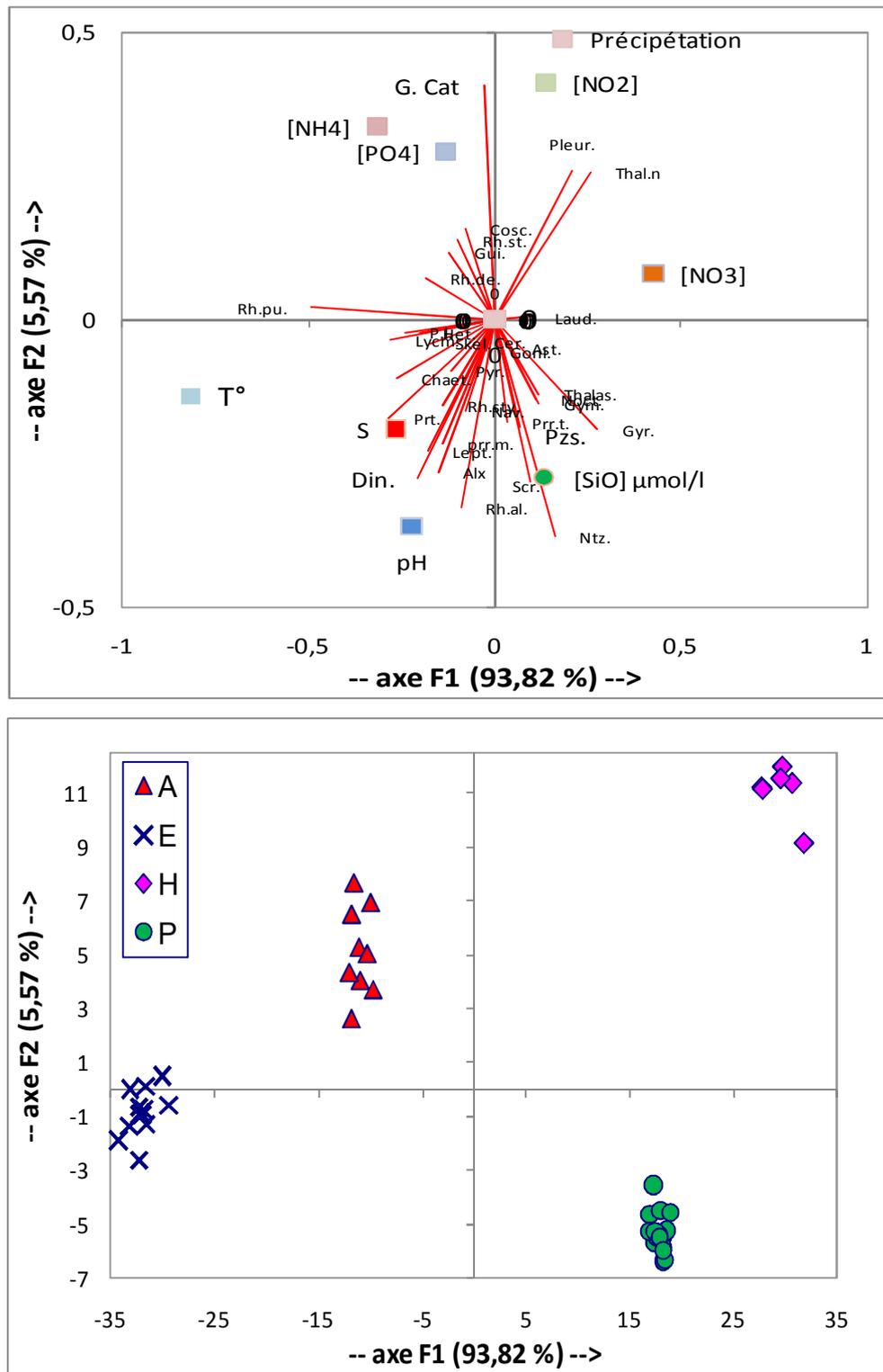


Figure 53- A- Projection des variables (paramètres biotique et abiotique) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou. (A : Automne, E : Eté, H : Hiver, P : Printemps).

Chapitre III :

Evolution spatio-temporelle de *Gymnodinium catenatum*, le genre *Pseudo-nitzschia* et la contamination des bivalves par les phycotoxines

III.1. Introduction

Durant ces dernières années, des proliférations importantes et récurrentes du genre *Pseudo-nitzschia* et *Gymnodinium catenatum* ont été observées le long de la frange méditerranéenne occidentale marocaine. Ces phénomènes ont suscité un grand intérêt scientifique et socio-économique nécessitant la réalisation d'études, notamment pour comprendre la dynamique du peuplement naturel des *Pseudo-nitzschia* et *Gymnodinium catenatum*, ainsi leur relation avec la contamination de deux espèces de mollusques bivalves d'intérêt économique et exploitées dans la zone d'étude, la coque rouge (*Acanthocardia tuberculata*, Linnaeus 1758) et le vernis (*Callista chione*, Linnaeus 1758). *Pseudo-nitzschia* et *Gymnodinium catenatum* sont réputés productrices des phycotoxines amnésiantes et des phycotoxines paralysantes respectivement.

A cet égard, ce chapitre est consacré à une étude détaillée de la prolifération de *Pseudo-nitzschia* et *Gymnodinium catenatum* dans la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou. Dans un premier temps, on a mené une étude détaillée sur l'évolution de l'abondance du genre *Pseudo-nitzschia*, avec un examen à la microscopie électronique de ses variétés proliférantes. En parallèle, l'évaluation des teneurs de l'acide domoïque chez deux mollusques bivalves (coques et vernis) a été déterminée. Dans une deuxième partie, nous avons étudié l'évolution spatio-temporelle de *Gymnodinium catenatum* avec des mesures de la teneur des toxines paralysantes accumulés dans la chair des bivalves (coque rouge et vernis) durant une période de bloom de cette espèce. Durant ce bloom, la population phytoplancton dans l'estuaire Oued Laou et la baie M'diq a été examinée afin de comprendre le processus de contamination des deux espèces bivalves.

III.2. Matériels et méthodes :

III.2.1. Sites de prélèvement :

Le suivi de l'abondance de *Gymnodinium catenatum* et du genre *Pseudo-nitzschia* a été réalisé dans deux sites situés sur l'extrême ouest de la façade méditerranéenne du Maroc (Fig. 8). Le site 1 (S1) (35°27',310N - 05°05',06W) est situé à proximité de l'estuaire Oued Laou. Le site 2 (S2) (35°41'646 N - 05°19'075 W) est situé au sein de la baie M'diq (Voir chapitre II).

III.2.2. Communauté phytoplanctonique durant le Bloom de *Gymnodinium catenatum* :

Dans les deux sites (S1 et S2), l'étude de la composition spécifique (genre et espèce) du phytoplancton a été réalisée sur les échantillons prélevés durant la troisième semaine de janvier 2008, effectué au moyen d'une bouteille à renversement (Type Nansen) à une profondeur de 0,5m. Les échantillons sont fixés au Lugol acétique à raison de 2 à 3 ml.l⁻¹ d'eau de mer et conservés dans des flacons en polyéthylène d'un litre.

Pour la lecture des échantillons, la méthode adoptée est celle d'Uthermöhl (1958). Les échantillons sont vigoureusement agités puis versés dans des cuves de sédimentation de 25 ml. L'analyse des cuves n'est effectuée qu'après une nuit de décantation. Les observations sont réalisées à l'aide d'un microscope inversé type LEICA DMIL.

III.2.3. Evolution spatio-temporelle de *Gymnodinium catenatum* et genre *Pseudo-nitzschia* :

Dans les deux sites (S1 et S2), le suivi de l'évolution de l'abondance de *Gymnodinium catenatum* et genre *Pseudo-nitzschia* a été réalisé sur des prélèvements hebdomadaires d'eau de mer, effectué au moyen d'une bouteille à renversement (Type Nansen) à une profondeur de 0,5m, durant la période juillet 2007 - mai 2009. En parallèle, les paramètres physico-chimiques (salinité, pH et température) ont été mesurés. Pour l'identification spécifique des variétés de *Pseudo-nitzschia*, des analyses ont été réalisées sur les échantillons où il y'avait un dépassement d'une concentration de 5.10⁴ Cells/L. Ces échantillons ont été fixés par du Lugol acétique et conservés à l'abri de la lumière.

III.2.4. Identification des espèces du genre *Pseudo-nitzschia* :

L'identification spécifique des *Pseudo-nitzschia* a été réalisée au moyen de la microscopie électronique à transmission (MET). Le traitement des échantillons est basé sur une technique d'oxydation par acidification. A cet égard, 10 ml de l'échantillon à analyser est d'abord transféré dans des tubes coniques de 50 ml pour centrifugation. Ensuite, 1 ml d'HCl à 10% est additionné dans chaque tube pour éliminer les sels de CaCO₃. Après une homogénéisation par agitation manuelle douce, 2 ml d'H₂SO₄ à 30 % et 10 ml d'une solution saturée de KMnO₄ sont alors ajoutés. Les tubes sont ensuite incubés durant 24 heures à la température ambiante, avec agitation périodique de leurs contenus. Après cette incubation, 10

ml d'acide oxalique saturé sont progressivement ajoutés, par petites doses avec agitation jusqu'à ce que ce mélange devienne transparent et limpide (en veillant à éviter tout bouillonnement). Les échantillons ainsi traités sont centrifugés pendant 20 minutes à 4000 tr/min, puis le surnageant est éliminé à l'aide d'une micropipette et le rinçage à l'eau distillée (3 à 4 fois). Après élimination du surnageant, 20 µl de chaque échantillon est prélevé et mis sur des grilles; l'évaporation s'effectue dans des boîtes de pétrie maintenues à l'air libre pendant une nuit au minimum. Après séchage, l'examen des grilles est réalisé au MET (Jeol/JEM-1011).

III.2.5. Analyses des phycotoxines paralysantes (PSP) dans les bivalves :

Durant le mois de janvier 2008, des échantillons des bivalves par dragage aux sites S1 et S2 ont été prélevés pour mesurer la teneur des phycotoxines paralysantes dans la chair de la coque rouge et le vernis.

Les analyses de toxines ont été réalisées par la méthode biologique de Test Souris Standardisée (A.O.A.C. 2000). Pour chaque test, 15 individus ont été décortiqués et 100 g de chair ont été broyé pour l'analyse. Après ajout de 100 ml HCl (0.1N), l'échantillon est homogénéisé à l'ultra-turrax, puis le pH est ajusté à 3. Cet échantillon est chauffé jusqu'à l'ébullition sur une plaque chauffante durant 5 min. Après refroidissement, une quantité d'eau distillée est ajoutée pour amener le volume à 200 ml, puis l'extrait est centrifugé à 3000 rpm pendant 5 min. Le surnageant est injecté à des souris type albinos à raison de 1 ml/souris. Trois souris sont traitées pour chaque échantillon. Le temps de survie de ces souris est relevé pour évaluer le degré de toxicité.

III.2.6. Analyse des acides domoïques chez les mollusques bivalves :

Les phycotoxines amnésiantes (ASP) sont analysées par HPLC, au niveau de la chair des deux mollusques bivalves, la coque rouge et le vernis. Ces analyses sont effectuées dans le cas de dépassement de seuil d'alerte de *Pseudo-nitzschia spp.* (5.10^4 Cells/L). L'identification et la quantification des acides domoïques ont été réalisées selon la méthode de Quilliam (1995).

La chair entier de dix à quinze individus de chaque échantillon a été broyée. 16 ml de solvant d'extraction (méthanol-eau, 1:1) est ajouté à 4 g de tissu broyé est pesé et homogénéisé à l'Ultra-turrax pendant 3 minutes à environ 10000 tours/minute. L'extrait est

ensuite centrifugé pendant 10 minutes à 4000 rpm. Le surnageant récupéré est filtré pour éliminer les particules.

A travers la cartouche, on passe successivement 6 ml du solvant d'extraction (méthanol-eau, 1:1), puis on dépose 5 ml de surnageant filtré dans la cartouche pour l'élution. Après élimination de l'éluat, le lavage du cartouche s'effectue par 5 ml de solution de lavage (Acétonitrile-eau, 1:1). Après ajout de 0,5 ml de tampon citrate, l'éluat est récupéré dans des flacons propres de 10 ml. En suite, 2 ml de tampon citrate est ajouté au l'éluat d'acide domoïque. Après agitation du mélange, un aliquot est prélevé pour analyse par HPLC.

La détermination de la teneur en acide domoïque dans l'échantillon se fait par des injections en double, et le coefficient de variation de ces injections doit être inférieur à 5%. Un volume de 20 μ l de chaque extrait est injecté avec un débit de 1ml/min à une température de 40°C pour le four de la colonne. Les mesures de l'absorbance s'effectuent à la longueur d'onde de $\lambda=242$ nm. Les analyses sont faites par HPLC de marque Shimadzu dont la limite de détection est de 0,3 μ g/g. Sur les chromatogrammes, on calcule la moyenne des surfaces du point de gamme encadrant la série d'échantillons.

III.3. Résultats:

III.3.1. Communauté phytoplanctonique durant le Bloom de *Gymnodinium catenatum* :

L'analyse des échantillons d'eau de mer récoltés a permis de mettre l'accent sur le développement de *Gymnodinium catenatum*. Le bloom de *Gymnodinium catenatum* a été observé au niveau des deux sites S1 et S2 lors de la troisième semaine de janvier 2008. Parallèlement, plusieurs espèces et genres phytoplanctoniques ont été détectés. Ils appartiennent à quatre classes: celles des Diatomées, des Dinoflagellés, des Silicoflagelés et celles des Raphidophyceae.

Au niveau du site S1, 27 taxons (genre et espèce) ont été identifiés (Tab. 2), dont certains sont réputés producteurs de toxines, à savoir : *Gymnodinium catenatum*, *Alexandrium minutum*, *Chattonella sp* et *Pseudo-nitzschia spp*. La classe des diatomées domine la communauté phytoplanctonique totale avec 67% des espèces, suivi par les dinoflagellés qui représentent 31%. La concentration totale des espèces phytoplanctoniques est de 1,8 x 10⁴

Cells.L⁻¹, dominée par quatre espèces : *Leptocylindrus spp.* (30%), *Gymnodinium catenatum* (21%) et *Eucampia zodiacus* (10%) et *Pseudo-nitzschia spp.* (9%).

Au niveau du site S2, 30 espèces ont été recensées (Tab. 2) dont certaines sont réputées producteurs de toxines, à savoir: *Gymnodinium catenatum*, *Alexandrium minutum*, *Dinophysis acuminata*, *Gonyaulax spinifera* et *Pseudo-nitzschia spp.* La concentration totale des espèces phytoplanctoniques est d'ordre de $3,4 \times 10^4$ Cells.L⁻¹, dominé par les diatomées avec 86% des espèces et suivi par des dinoflagellés avec 12% des espèces. Les espèces les plus dominantes sont *Leptocylindrus spp.* (28%), *Thalassiosira spp.* (24%), *Pseudo-nitzschia spp.* (15%) *Gymnodinium catenatum* (8%), *Chaetoceros spp.* (7%) et *Rhizosolinia stolterfortii* (6%).

III.3.2. Evolution spatio-temporelle de *Gymnodinium catenatum* :

En termes d'évolution spatio-temporelle obtenue, *Gymnodinium catenatum* est présente dans la majorité des prélèvements (figure 54). Dans les deux sites S1 et S2, les résultats montrent que proliférations les plus importantes ont survécu durant la période automnale et au début de l'hiver. Durant les deux années du suivi (juillet 2007 – juin 2009). Nous avons noté la prolifération de *Gymnodinium catenatum*. Le premier bloom est survenu durant la période étalée de la troisième semaine de septembre 2007 jusqu'à la première semaine de février 2008 (automne 2007 - début d'hiver 2008). Le deuxième bloom s'est manifesté dès la première semaine d'octobre 2008 jusqu'à la deuxième semaine de février 2009 (automne 2008 - début d'hiver 2009). Les concentrations les plus importantes ont été notées durant le premier bloom, avec un maximum de 3960 Cells.L⁻¹ enregistré lors de la troisième semaine de janvier 2008. Par contre, les concentrations durant la période automne 2008 – début d'hiver 2009 n'ont pas excédé 10³ Cells.L⁻¹ à l'exception de la première semaine d'octobre 2008 qui affiche une concentration de 1200 Cells.L⁻¹.

Au niveau du site S2, la prolifération de *Gymnodinium catenatum* a suivi le même schéma d'évolution que celle enregistré au niveau de S1, avec deux périodes de bloom : automne 2007 - début d'hiver 2008 et automne 2008 – début d'hiver 2009. Les concentrations sont

Tableau 2- Composition et la communauté phytoplanctonique durant le bloom de *Gymnodinium catenatum* (janvier 2008) au niveau de la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou. S1- estuaire Oued Laou, S2- baie M'diq.

Taxons	Concentration (Cells/L)		Pourcentage des Taxons	
	S1	S2	S1	S2
Dinophycées	5800	4440	31,25%	12,85%
<i>Gymnodinium catenatum</i>	3960	2960	21,34%	8,56%
<i>Alexandrium minutum</i>	80	120	0,43%	0,35%
<i>Scripteilla sp</i>	1000	560	5,39%	1,62%
<i>Heterocapsa sp</i>	80	-	0,43%	-
<i>Amphidinium sp</i>	-	120	-	0,35%
<i>Gyrodinium sp</i>	-	160	-	0,46%
<i>Protoperidinium sp</i>	80	80	0,43%	0,23%
<i>Protoperidinium steinii</i>	-	80	-	0,23%
<i>Dinophysis acuminata</i>	-	40	-	0,12%
<i>Gonyaulax spinifera</i>	-	40	-	0,12%
<i>Prorocentrum sp</i>	320	120	1,72%	0,35%
<i>Prorocentrum micans</i>	40	-	0,22%	-
<i>Noctiluca scintillans</i>	120	-	0,65%	-
<i>Ceratium fusus</i>	40	80	0,22%	0,23%
<i>Ceratium furca</i>	80	40	0,43%	0,12%
<i>Ceratium pentagonum</i>	-	40	-	0,12%
Diatomophycées	12480	30040	67,24%	86,92%
<i>Leptocylindrus spp</i>	5640	9840	30,39%	28,47%
<i>Rhizosolinia pungens</i>	40	40	0,22%	0,12%
<i>Rhizosolinia alata</i>	120	40	0,65%	0,12%
<i>Rhizosolinia styliformis</i>	40	-	0,22%	-
<i>Rhizosolinia delicatula</i>	-	360	-	1,04%
<i>Rhizosolinia stolterfortii</i>	920	2160	4,96%	6,25%
<i>Pseudo-nitzschia spp</i>	1720	5400	9,27%	15,63%
<i>Coscinodiscus sp</i>	40	80	0,22%	0,23%
<i>Guinardia sp</i>	-	280	-	0,81%
<i>Pleurosigma sp</i>	80	80	0,43%	0,23%
<i>Nitzschia spp</i>	880	480	4,74%	1,39%
<i>Navicula sp</i>	40	120	0,22%	0,35%
<i>Thalassiosira spp</i>	560	8320	3,02%	24,07%
<i>Thalassionema</i>	-	80	-	0,23%
<i>Odontella sp</i>	120	80	0,65%	0,23%
<i>Chaetoceros spp</i>	360	2600	1,94%	7,52%
<i>Humiaulus sp</i>	-	80	-	0,23%
<i>Eucampia zodiacus</i>	1880	-	10,13%	-
<i>Rhabdonema sp</i>	40	-	0,22%	-
Dictyophycées	80	80	0,43%	0,23%
<i>Dictyocha sp</i>	80	80	0,43%	0,23%
Raphidophycées	200	0	1,08%	0,00%
<i>Chatonella sp</i>	200	-	1,08%	-
Total	18560	34560	100,00%	100,00%

moins importantes que celles enregistrées au niveau de S1. Le maximum de 2960 Cells.L⁻¹ est signalé lors de la troisième semaine de janvier 2008.

Dans les deux sites S1 et S2, durant les périodes juillet-août 2007, mi-février - mi-septembre 2008 et mi-février - fin mai 2009, la présence de *Gymnodinium catenatum* est demeurée très sporadique à l'exception de certains prélèvements : celles de la troisième semaine de mai 2008 (360 Cells.L⁻¹) et de la première semaine d'avril 2009 (800 Cells.L⁻¹) pour le site S1 et celles de la troisième semaine de juillet 2007 (720 Cells.L⁻¹), de la deuxième semaine d'août 2008 (760 Cells.L⁻¹) et de la deuxième semaine d'avril 2009 (280 Cells.L⁻¹) pour le site S2.

Le traitement statistique de la corrélation (Rangs de Spearman) entre l'apparition de *Gymnodinium catenatum*, les paramètres du milieu (température, salinité et pH) et les précipitations a montré l'existence d'une corrélation négative avec la salinité et l'absence de corrélation avec la température et le pH.

Tableau 3: Coefficient de corrélation Spearman entre la concentration de *Gymnodinium catenatum* et les paramètres environnementaux au niveau de la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou durant la période Juillet 2007 jusqu'à juin 2009. (n = 163, p <0,01). (-) Absence de corrélation significative

	Température	Salinité	pH	Taux de précipitation durant la période de 3 semaines
<i>G. catenatum</i>	-	-0,331205	-	0,274767

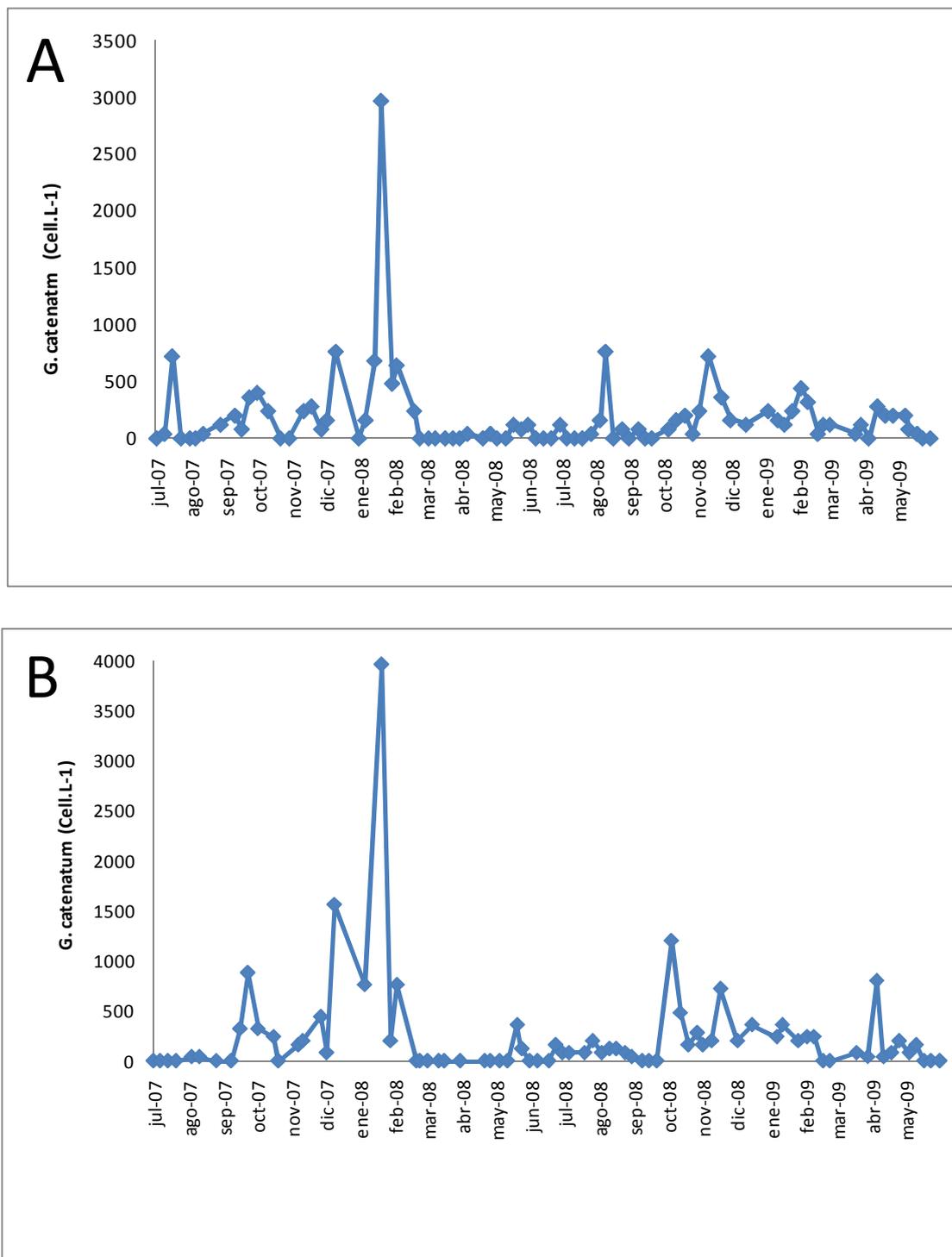


Figure 54- Evolution spatio-temporelle de *Gymnodinium catenatum* (Cells/L). A-baie M'diq, B- estuaire Oued Laou

III.3.3. Evolution spatio-temporelle du genre *Pseudo-nitzschia* :

III.3.3.1. Densité :

Le genre *Pseudo-nitzschia* est rencontré dans tous les échantillons d'eau de mer prélevés dans les deux écosystèmes étudiés (baie M'diq et l'estuaire Oued Laou). Ce genre est identifié durant toute la période de l'étude (juillet 2007 à juin 2009), avec des grandes variations spatio-temporelles de densité. D'une manière générale, les faibles concentrations sont enregistrées durant la période automne-hiver et les plus importantes sont enregistrées durant la période printemps-été (figure 55).

Les concentrations du genre *Pseudo-nitzschia* au niveau de S2 sont généralement plus importantes que celles enregistrées au niveau de S1. La concentration moyenne de *Pseudo-nitzschia* est de $2,64.10^4$ Cells/L au niveau de S2, par contre au niveau de S1, elle est de $1,55.10^4$ Cells/L.

Lors des deux années d'étude, trois blooms de *Pseudo-nitzschia* ont été recensés avec trois dépassements de la concentration de 10^5 Cells/L au niveau de S2. Le premier bloom est enregistré durant la dernière semaine de septembre 2007 avec une concentration de $1,5.10^5$ Cells/L. Le deuxième bloom est enregistré durant la première semaine de juillet 2008 avec une concentration de $1,4.10^5$ Cells/L et le troisième bloom est enregistré durant la dernière semaine de mars 2009 avec une concentration de $3,5.10^5$ Cells/L. En plus des trois blooms cités, trois autres proliférations importantes ont été recensées : i) 7.10^4 Cells/L marqué durant la deuxième semaine de novembre 2007, ii) 8.10^4 Cells/L noté durant la deuxième semaine de mars 2008, iii) 8.10^4 Cells/L relaté durant la deuxième semaine d'août 2008.

Au niveau de S1, la prolifération de ce genre est moins importante que celle enregistrée au niveau de S2. A l'estuaire Oued Laou un seul dépassement de la concentration de 10^5 Cells/L pour le genre *Pseudo-nitzschia* a été recensé durant la dernière semaine de mars 2009, avec une concentration de $3,4.10^5$ Celles de *Pseudo-nitzschia* par litre. D'autre part, deux importantes concentrations ont été enregistrées ; une densité de $8,6.10^4$ Cells/L notée durant la première semaine d'octobre 2007 et une autre densité de 9.10^4 Cells/L notée durant la deuxième semaine de mars 2008.

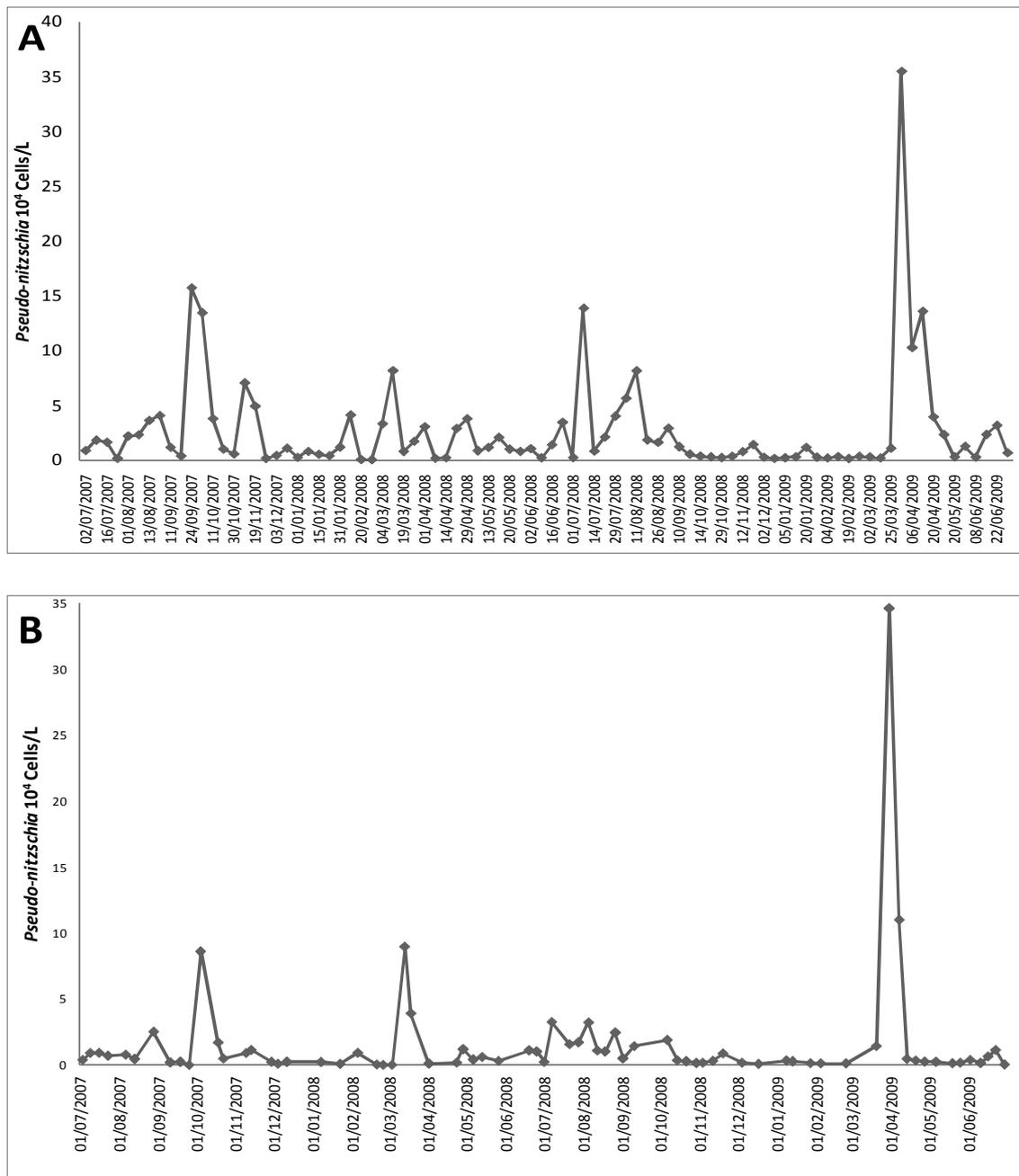


Figure 55- Evolution spatio-temporelle de *Pseudo-nitzschia* (juillet 2007-juin2009). A- Baie M'diq, B- Estuaire Oued Laou

III.3.3.2. Variétés du genre *Pseudo-nitzschia* :

Durant la période d'étude, dans le cas de dépassement de la concentration de 10^5 Cells/L de *Pseudo-nitzschia*, on a eu recours au Microscope Electronique à Transmission pour identifier les espèces de *Pseudo-nitzschia* qui ont proliféré.

Les principaux caractères (figure 56) d'identification des espèces de *Pseudo-nitzschia* sont : la forme valvaire des cellules, la présence ou absence de nodule centrale, le nombre des interstries / $10\mu\text{m}$ et comparé avec le nombre des fibules / $10\mu\text{m}$, le nombre des rangs des poroïdes par strie, le nombre des poroïdes / $1\mu\text{m}$ et la structure des poroïdes.

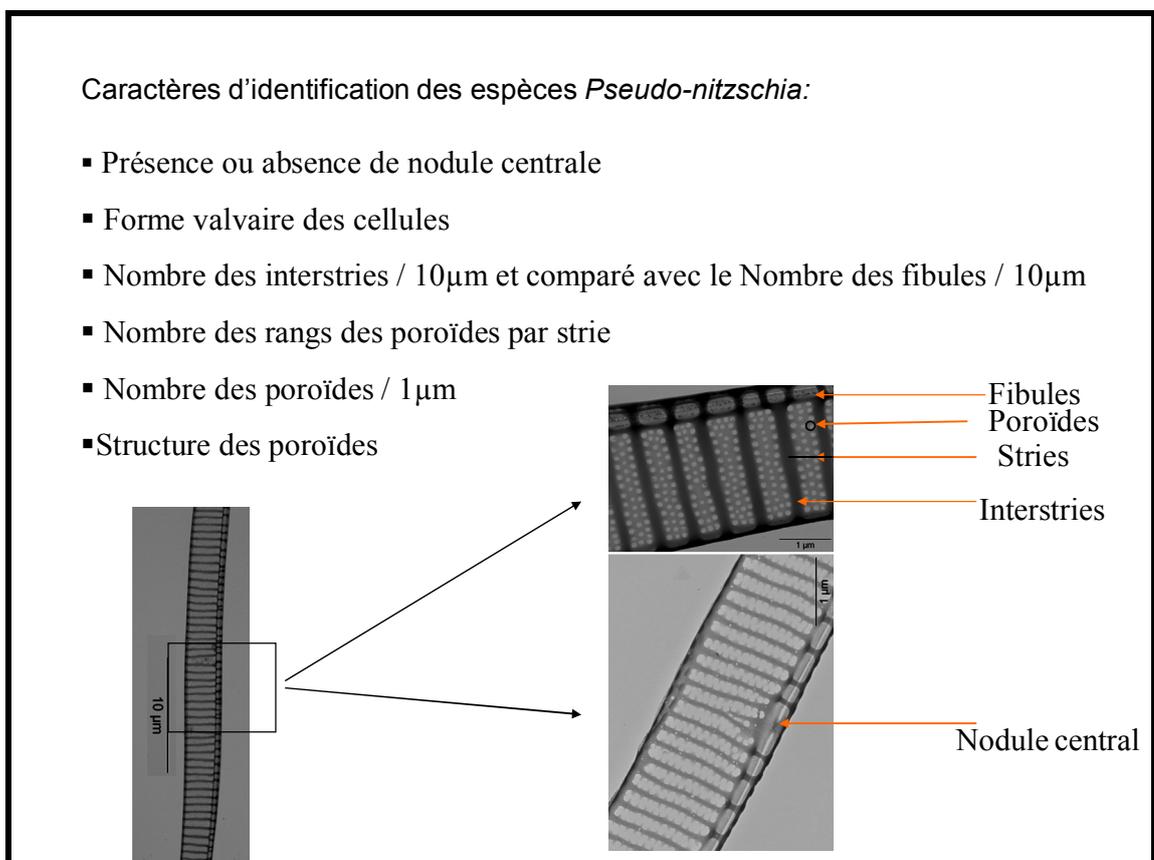


Figure 56- Terminologie et caractères d'identification des espèces *Pseudo-nitzschia*

L'examen à la microscopie électronique des trois échantillons ayant affiché un dépassement du seuil 10^5 Cells/L de *Pseudo-nitzschia*, a permis d'identifier les espèces suivantes :

***Pseudo-nitzschia cuspidata* Hasle**(Fig. n°57.A-D) : présente une forme cellulaire lancéolée avec des extrémités arrondies (Fig. n°57.B) et un nodule central (Fig. n°57.C). La longueur de

la cellule varie entre 58 - 65 μm et la largeur est de 1,6 – 2,3 μm . Cette cellule se caractérise par un seul rang de poroïdes dont le nombre est de 5 à 6 par 1 μm (Fig. n°57.D). En outre, cette espèce présente 34 à 41 interstries et 20 à 24 fibules par 10 μm . Récemment la toxicité de cette espèce a été confirmée dans une études réalisé par Trainer et al. en 2009.

Pseudo-nitzschia subpacifica Hasle (Fig. n°58.A-D) : présente une cellule atypique en termes de forme de ses cotes ; l'un étant linéaire et l'autre est convexe (Fig. n°58.A) avec présence de nodule centrale (Fig. n°58.D). La largeur de sa cellule est de 4,9 - 6 μm et la longueur est d'environ de 45 - 60 μm . Les poroïdes sont distribués sur deux rangées et exceptionnellement sur trois rangées, avec 9 à 10 poroïdes sur chaque 1 μm , 17 à 20 fibules par 10 μm et 28 à 32 interstries par 10 μm (Fig.n°58.C). Jusqu' à nos jours, la toxicité de cette espèce reste non déterminée.

Pseudo-nitzschia delicatissima/ arenysensis Heiden (Fig. n°59.A-D) est une espèce de forme cellulaire lancéolée dont la largeur est de 1.8 à 2.1 μm et la longueur est de 39.5 à 45 μm , avec un nodule central (Fig. n°59.C), deux rangées de poroïdes présentant un nombre de 9 à 11 poroïdes sur chaque 1 μm (Fig. n°59.D). Elle présente en outre, 20 à 24 fibules et 36 à 38 interstries sur 10 μm (Fig. n°59.C).

Selon Smith et al. (1991) et Rhodes et al. (1996), *P. delicatissima* est reconnue productrice des AD ; cependant, selon Sarno (2000), elle semble ne pas l'être. C'est une espèce à large répartition géographique (arctique, les eaux tempérée et subtropicale) (Hasle 2002).

Pseudo-nitzschia fraudulenta Hasle (Fig. n°60.A-D) présente une forme cellulaire linéaire et symétrique (Fig. n°60.A) avec présence de nodule central (Fig. n°60.C). La longueur de sa cellule varie de 65 à 70 μm et sa largeur est d'environ 4.3 à 5.2 μm . Les poroïdes sont distribués en deux à trois rangées (Fig. n°60.D) à raison de 6 à 7 poroïdes sur chaque 1 μm . Le nombre des interstries est égal à celui des fibules et il varie de 21 à 24 par 10 μm . La toxicité de cette espèce est confirmée par Rhodes (1998).

P. fraudulenta a une large distribution géographique ; elle a été mentionnée en Mer d'Argentine (Almondos 2007), au Maroc (Akallal et al. 2002), en Australie (Hallegraeff 1994), au Canada (Kaczmarska 2005), en Russie (Stonik et al. 2008) et en Espagne (Quijano-Scheggia et al. 2008).

***Pseudo-nitzschia multistriata* Takano** (Fig. n°61.A-D) se caractérise par des cotes symétriques de sa cellule avec des extrémités de forme sigmoïde (Fig. n°61.B). La distance entre les deux apex varie de 60 à 70 μm et la largeur est de 3.3 à 3.8 μm . Elle se caractérise aussi par l'absence de nodule central (Fig. n°61.C). Les interstries sont régulièrement bien arrangées (Fig. n°61.D) avec 38 à 40 interstries par 10 μm et 26 à 30 fibules par 10 μm . Les poroïdes sont de forme circulaires et ornementés, répartis sur deux rangées et exceptionnellement sur trois rangées, à raison de 12 poroïdes par 1 μm .

La production de l'AD chez cette espèce est confirmée par plusieurs auteurs (Rhodes 2000, Sarno 2000, Amato 2010). Cette espèce a une grande distribution mondiale ; elle a été recensée en nouvelle Zélande (Rhodes et al. 2000), en Méditerranée (Orsini 2002, Sarno 2000, Quijano-Scheggia 2008), en Asie, en Atlantique (Akallal et al. 2002).

***Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* Hasle** (Fig. n°62.A-C) se caractérise par des frustules linéaires, symétriques et étroites en vue valvaire (Fig. 62.A). La largeur des cellules est de 1.67 à 2.1 μm et la longueur est de 65 - 69 μm . Elle présente des stries perforées par une seule rangée de poroïdes avec 5 à 6 poroïdes par 1 μm (Fig. 62.B) et la présence de nodule central (Fig. 62.A). Le nombre des interstries est 36 à 45 par 10 μm et celui des fibules est de 20 à 26 par 10 μm . Ces observations sont conformes avec celles de Lundholm (2003, 2006).

Elle est réputée productrice des toxines amnésiques (Martin et al. 1990, Pan et al. 2001, Amzil et al. 2001). Elle a une grande distribution à l'échelle mondiale et elle a été recensée au Japon (Stonik et al. 2001), en Australie (Hallegraeff 1994), en Irlande (Cusack 2004), en France (Amzil et al. 2001) et au Canada (Kaczmaraska 2005).

***Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm** (Fig. n°63.A-C) : La longueur de cette espèce est de 58 à 68 μm , sa largeur est de 1.7 à 1.9 μm . Les poroïdes sont disposés sur une seule rangée, avec 5 à 6 poroïdes par 1 μm et leur forme est circulaire (Fig. n°63.C). Le nombre des interstries est de 32 à 36 sur 10 μm et le nombre des fibules est de 19 à 21 (Fig. n°63.A) avec présence d'un nodule central. Ces observations sont conformes avec celles décrites par Lundholm (2003, 2006). Cependant, chez certains spécimens observés, le nombre des fibules est de 24 à 26 par 10 μm et le nombre des interstries est de 44 à 45 par 10 μm .

Cette espèce a été recensée en Russie (Stonik et al. 2008), en Mer Noire (Besiktepe et al. 2008), en Grèce (Spatharis et al. 2007), en Espagne (Quijano-Scheggia et al. 2008) et au

chili (Alvarez 2009). Elle est réputée être productrice des AD (Besiktepe et al. 2008, Alvarez et al. 2009).

Pseudo-nitzschia dolorosa (Fig. 64.A-D) a une ressemblance avec *P. delicatissima* et *P. decipens* ; elle se diffère d'eux par ses frustules plus larges et sa densité inférieure en poroïdes. C'est une espèce de groupe *Pseudodelicatissima*. Elle a une largeur de 2,2 à 2,8 µm environ et une longueur de 73 - 90 µm avec présence d'un nodule central (Fig. n°64.C). Les poroïdes sont distribués sur une ou deux rangées, avec 6 poroïdes par 1µm (Fig. n°64.D). Le nombre des interstries est de 30 à 37 par 10 µm et de 17 à 20 fibules par 10 µm.

Le premier dépassement de concentration de 10^5 Cells/L de *Pseudo-nitzschia* est enregistré durant la dernière semaine de septembre et la première semaine d'octobre 2007 au niveau de S2. L'examen détaillé a montré la prolifération de huit (8) espèces de *Pseudo-nitzschia*, à savoir : *P. cuspidata*, *P. subpacifica*, *P. arenysensis/P.delicatissima*, *P. fraudulentata*, *P. multistriata*, *P. pseudodelicatissima*, *P. calliantha* et *P. dolorosa*. Ces espèces ont des proliférations variables, *P. pseudodelicatissima* est la plus abondante avec une fraction de 28% des cellules de *Pseudo-nitzschia*, suivi par *P. dolorosa* (24%) et *P. cuspidata* (23%). Les espèces *P. subpacifica*, *P. arenysensis/delicatissima* et *P. fraudulentata* ont une prolifération moyenne avec des fractions de 17%, 14% et 13% respectivement. Par contre, *P. calliantha* et *P. multistriata* ont été recensées avec des faibles concentrations.

Le deuxième bloom est enregistré au niveau de S2 avec une concentration de $1,4.10^5$ Cells/L de *Pseudo-nitzschia*. Durant ce bloom, nous avons recensé les espèces *Pseudo-nitzschia*

Le troisième bloom de *Pseudo-nitzschia*, le plus spectaculaire est enregistré lors de la dernière semaine de mars 2009. Les concentrations de *Pseudo-nitzschia* sont presque similaires au niveau de S1 et S2 La concentration maximale enregistrée est de $3,5.10^5$ Cells/L dans les deux sites. L'examen au microscope électronique a montré que l'espèce proliférant est une espèce du groupe sériata.

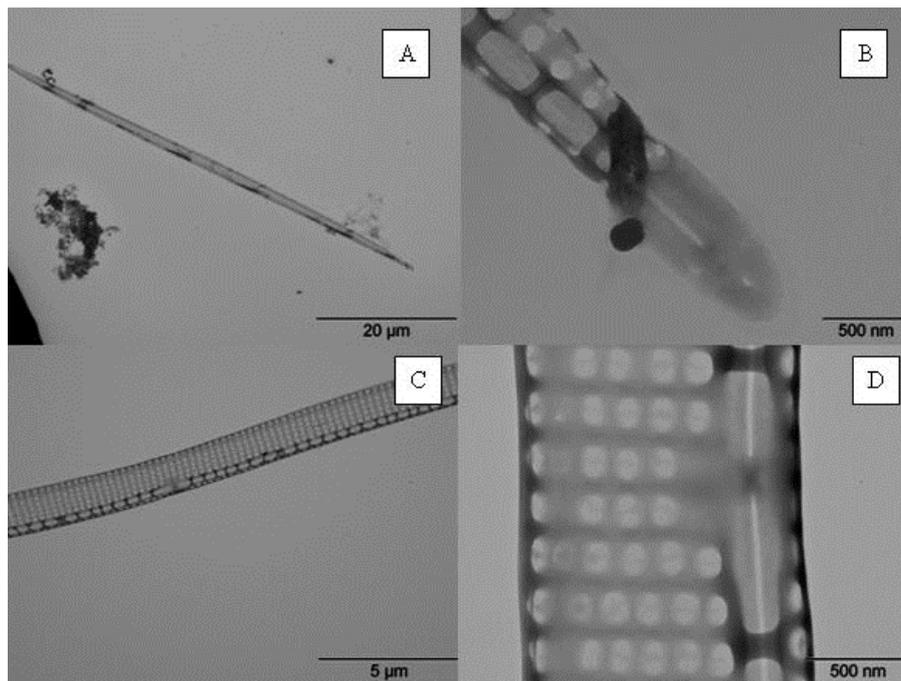


Figure 57- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia cuspidata* (A: vue de la

forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroïdes et nodule central).

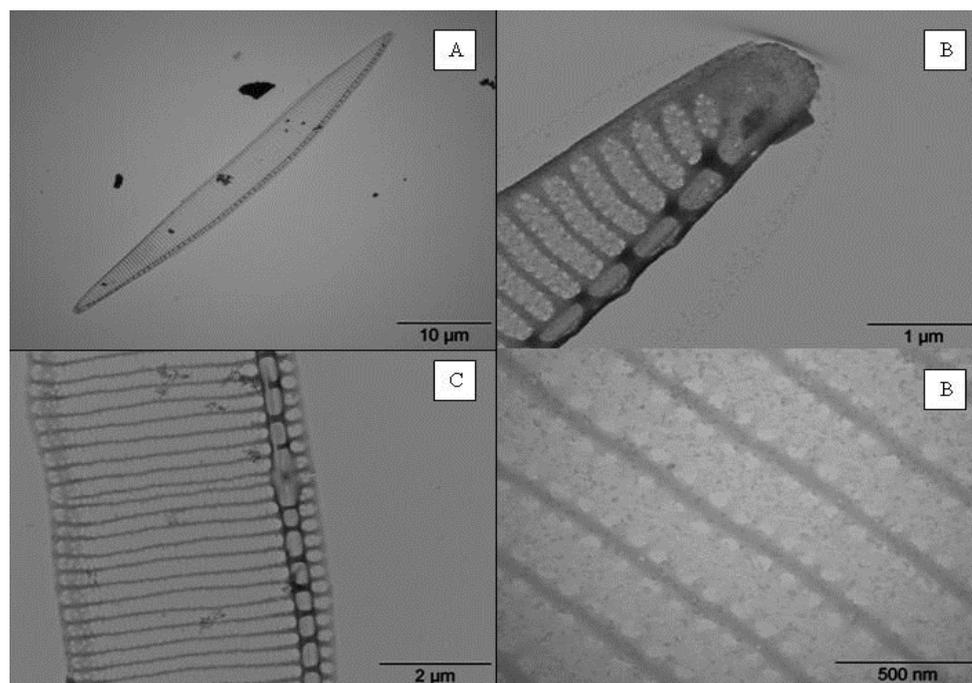


Figure 58- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia subpacifica* (A: vue la forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroïdes).

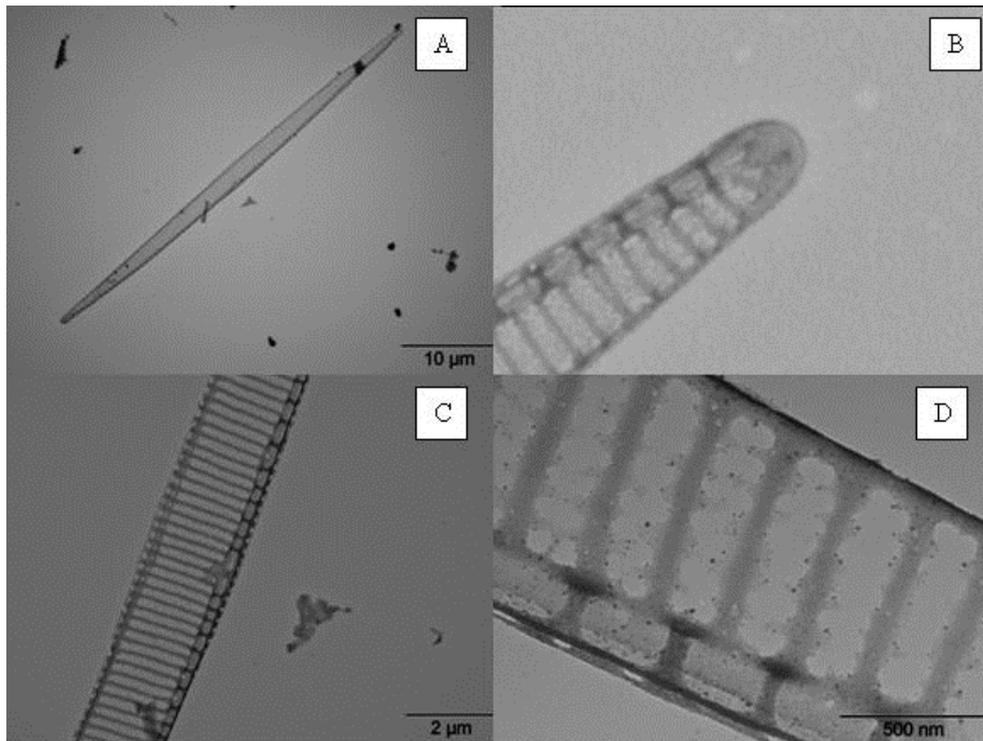


Figure 59- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia delicatissima* (A : vue de la forme cellulaire de cette espèce ; B : détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C : vue dans la partie centrale de la cellule et D : disposition des poroïdes).

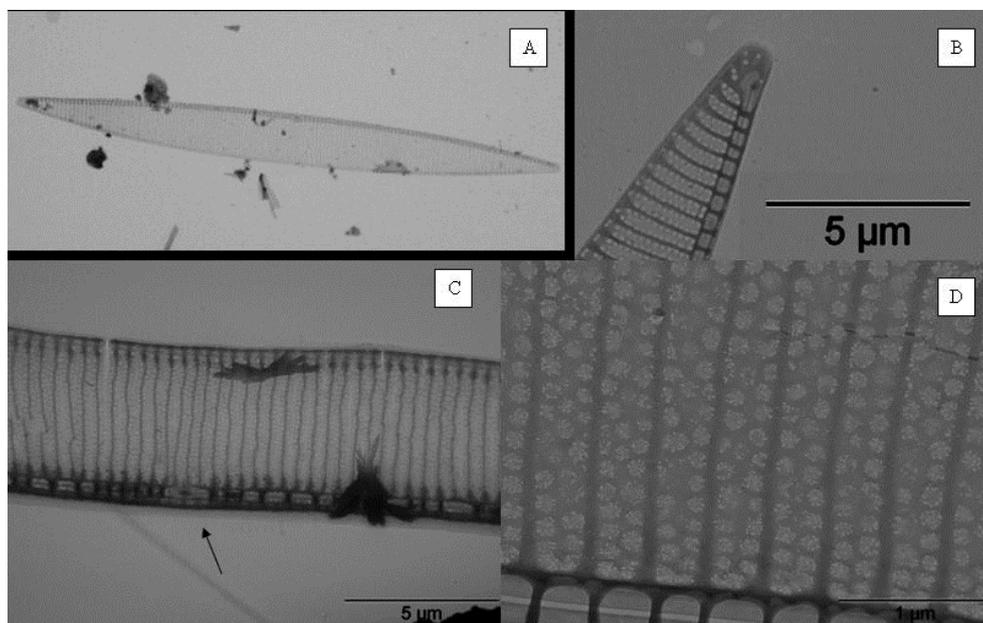


Figure 60- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia fraudulenta* (A: vue de la forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroïdes).

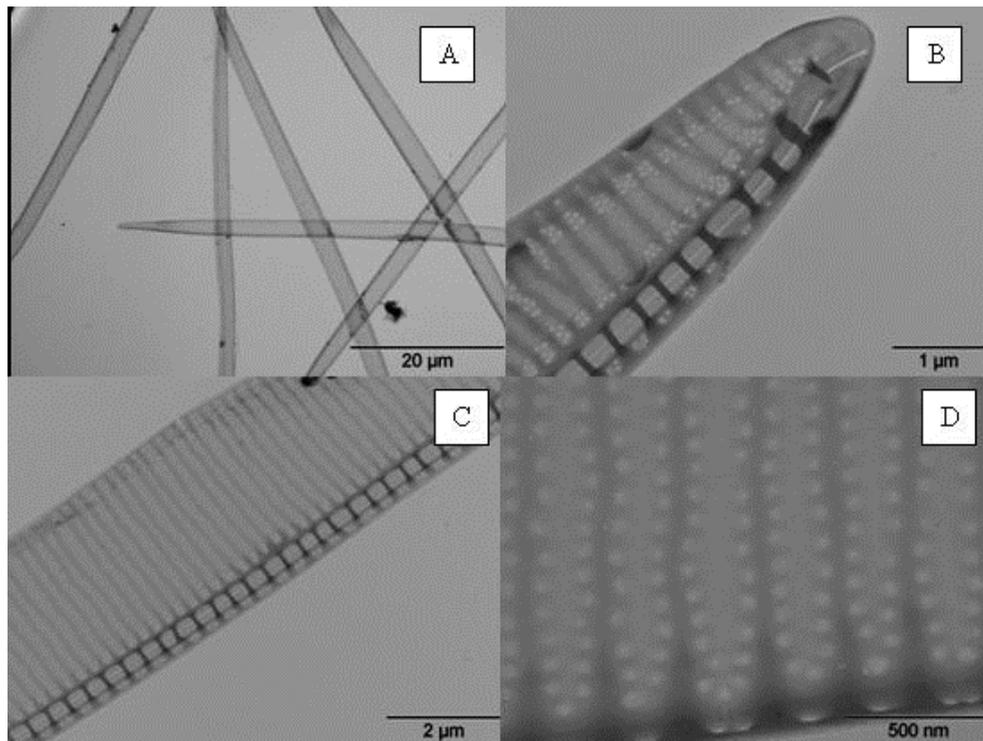


Figure 61- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia multistriata* (A: vue de la forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroïdes).

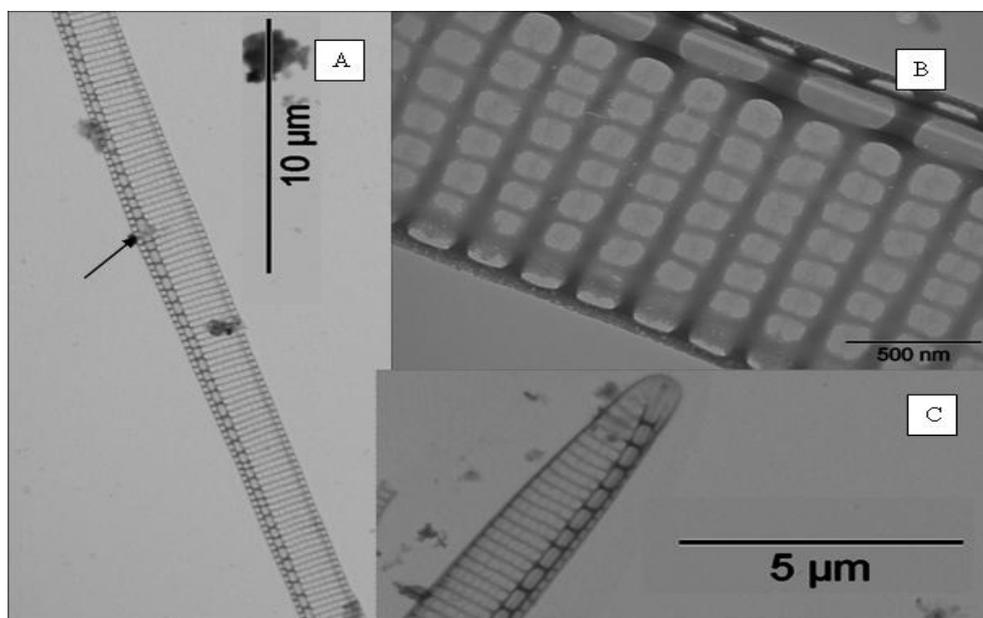


Figure 62- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (A: vue valvaire de la cellule, et indication de l'emplacement de Nodule central et B: disposition des poroïdes, C: détail de l'extrémité apicale de la cellule).

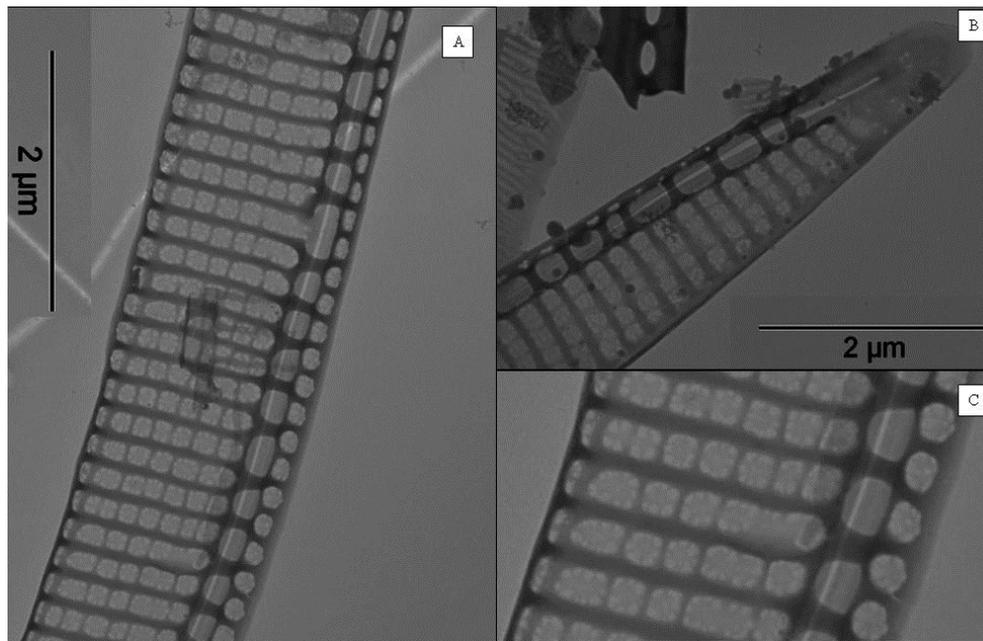


Figure 63- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia calliantha* (A: vue de la répartition des interstries et des fibules B: détail de l'extrémité apicale de la cellule; C: vue de la forme typique des poroïdes de calliantha)

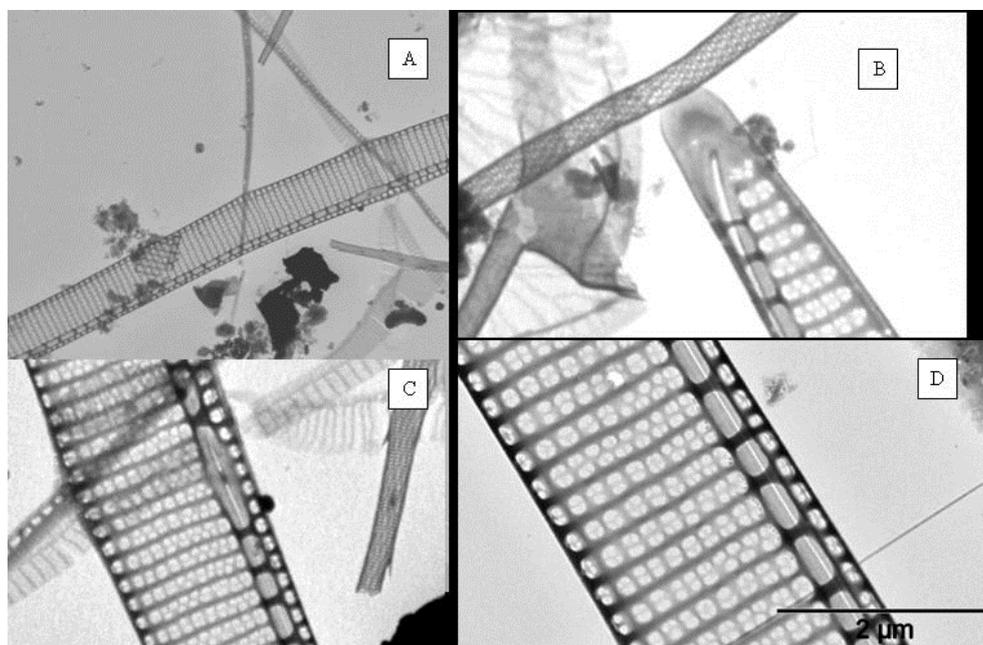


Figure 64- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia dolorosa* (A: vue dans la partie centrale de la cellule B: détail de l'extrémité apicale de la cellule; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroïdes)

III.3.4. Niveaux de phycotoxines dans les bivalves étudiés :

III.3.4.1. Contamination des bivalves par les phycotoxines paralysantes :

Les analyses effectuées sur les bivalves issus de S1 et S2 durant janvier 2008 ont montré la présence des phycotoxines paralysantes dans la chair (Fig. 65). Au niveau de S1, durant la première semaine, les toxines enregistrent des taux qui dépassent largement le seuil normatif ($80 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair). Les concentrations sont de $370 \pm 26,47 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez la coque rouge et de $110 \pm 7 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez le vernis. Les concentrations relevées durant la troisième semaine de janvier sont supérieures et correspondent à $710 \pm 82,07 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez la coque rouge et à $198 \pm 6,56 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez le vernis (Fig. 65). Ces valeurs sont enregistrées durant la prolifération maximale de *Gymnodinium catenatum* (3960 Cells/L). Au niveau de S2, au début de janvier 2008, les concentrations des phycotoxines paralysantes dans la chair des 2 bivalves sont moins importantes que celles enregistrées au niveau de S1. Ils sont de l'ordre de $123,67 \pm 6,03 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez la coque rouge et de $40 \pm 4,36 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez le vernis. Les teneurs des phycotoxines paralysantes dans la chair des bivalves ont augmenté suite à la prolifération de *Gymnodinium catenatum* (2960 Cells/L) durant la troisième semaine de janvier 2008 et enregistrent une valeur de $256,57 \pm 12,22 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez la coque rouge et de $80,66 \pm 8,14 \mu\text{g SXTeq. } 100\text{g}^{-1}$ de chair chez le vernis.

III.3.4.2. Contamination des bivalves par l'acide domoïque :

Les analyses effectuées sur la chair de la coque rouge et le vernis issus de S1 et S2 durant les périodes des proliférations de *Pseudo-nitzschia*, ont montré la présence des acides domoïques. Durant ces deux années d'étude, le suivi chez la coque rouge et le vernis a montré la présence de l'acide domoïque sous forme de traces sans aucun dépassement du seuil normatif admis ($20 \mu\text{g AD /g}$). Les teneurs les plus élevées ont été enregistrées durant la période mars – octobre (Tableau 4 et 5).

Au niveau de S2, on a enregistré la présence des acides domoïques chez les deux espèces (coque rouge et vernis) à huit (8) reprises (Tableau 4) : durant la troisième semaine de

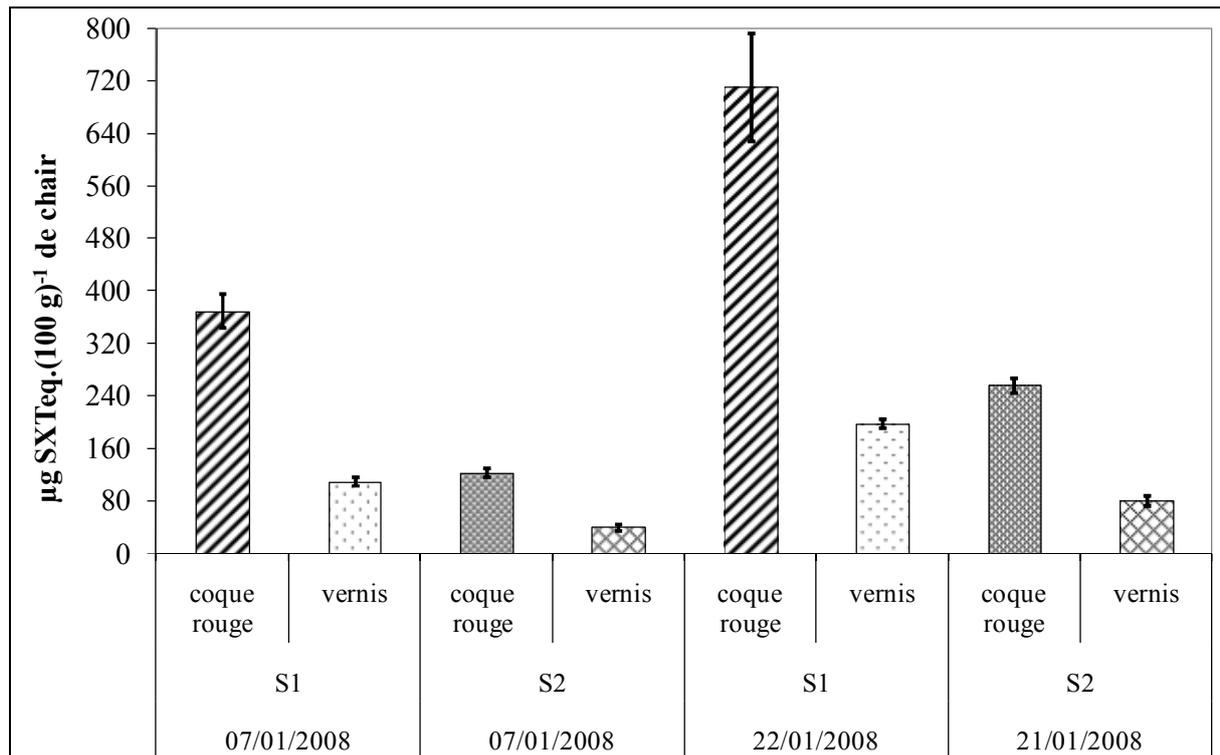


Figure 65-Résultats d'analyse des phycotoxines paralysantes ($\mu\text{g SXTeq.}(100\text{g})^{-1}$ de chair) chez *Acanthocardia tuberculata* (coque rouge) et *Callista chione* (verniss) durant janvier 2008.

septembre 2007, la première semaine d'octobre 2007, la deuxième semaine de mars 2008, la première semaine de juillet 2008, la deuxième semaine d'août 2008, la deuxième semaine de septembre 2008 et les deux premières semaines d'avril 2009. Les teneurs la plus importantes sont enregistrées chez le vernis durant la deuxième semaine de septembre 2008 ($15,55 \pm 1,99 \mu\text{g AD /g}$ de chair) et durant la première semaine d'avril 2009 ($15,94 \pm 0,83 \mu\text{g AD /g}$ de chair).

Au niveau de S1, on a décelé la présence des acides domoïques dans la chair de la coque rouge et le vernis à quatre reprises : i) la deuxième semaine de mars 2008, ii) la deuxième semaine d'août 2008, iii) la deuxième semaine de septembre 2008, iiiii) et les deux premières semaines d'avril 2009. Les concentrations les plus importantes varient de 9,59 à 16,88 $\mu\text{g AD /g}$ de chair et ont été décelé chez le vernis en septembre 2008 et octobre 2009 respectivement. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées dans la chair de la coque rouge.

Durant la période d'étude, on a enregistré des contaminations des deux espèces de bivalves (coque rouge et vernis) par les acides domoïques. Dans les deux sites, les grandes

concentrations d'acide domoïque sont enregistrées durant la période printanière et automnale. La contamination par l'acides domoïque est plus importante chez le vernis que chez la coque rouge. A titre d'exemple, durant la deuxième semaine de septembre 2008 au niveau de S1, nous avons enregistré la concentration de $16,88 \pm 0,49 \mu\text{g AD /g}$ chez le vernis par contre la teneur des acides domoïques chez la coque rouge a été de $1,15 \pm 0,12 \text{ g AD /g}$ de chair.

L'acide domoïque présente une faible affinité de fixation dans la chair de la coque rouge et le vernis ; la présence de ce type de phycotoxine dans la chair de ces deux bivalves est limitée dans le temps. La dépuration des acides domoïques chez la coque rouge et le vernis ne demande pas beaucoup du temps. Après les efflorescences de *Pseudo-nitzschia*, on a enregistré une contamination des bivalves par les acides domoïques. Mais, cette contamination est de type éphémère et est limitée dans le temps; les taux des phycotoxines amnésiantes chez la coque rouge et le vernis ont diminué considérablement au fil des jours. La figure 66, montre l'évolution du bloom de *Pseudo-nitzschia* durant le printemps 2009 au niveau de l'estuaire Oued Laou (S1) et la baie M'diq (S2). Au niveau de S1 et S2, la concentration maximale de *Pseudo-nitzschia* est enregistrée à la fin du mars 2009. Une semaine après la détection de ce bloom, on a enregistré une concentration importante des acides domoïques dans la chair des bivalves issus de S1 et S2. Les teneurs d'acide domoïque sont plus importantes au niveau de S2 qu'au niveau de S1. Cette constatation est plus marquée au niveau du vernis que chez la coque rouge. Deux semaines après le bloom de *Pseudo-nitzschia*, une diminution considérable des acides domoïques chez les deux espèces de bivalves au niveau des deux sites (S1 et S2) a été notée. Chez le vernis, l'équation de régression est $A = 18,5 - 4,29t$ et $A = 36,22 - 10,14t$ au niveau de S1 et S2 respectivement. Chez la coque rouge, l'équation de régression est : $A = 3,36 - 0,65t$ et $A = 11,27 - 3,25t$ au niveau de S1 et S2 respectivement. D'après ces équations, il est fort probable que les teneurs des acides domoïques dans la chair de la coque rouge et du vernis soient plus élevées au deuxième et/ou troisième jour après le bloom de *Pseudo-nitzschia*.

Tableau 4- Teneurs des acides domoïques dans la chair des bivalves au niveau de S2 (baie de M'diq).

Date	Espèce bivalve	Acide Domoïque en µg DA/g de chair
02-07-07	coque rouge	ND
	Vernis	ND
17-09-07	coque rouge	ND
	Vernis	1,16 ± 0,13
24-09-07	coque rouge	ND
	Vernis	ND
01-10-07	coque rouge	0,75 ± 0,09
	Vernis	1,57 ± 0,18
12-11-07	coque rouge	ND
	Vernis	ND
10-03-08	coque rouge	0,58 ± 0,17
	Vernis	0,34 ± 0,13
07-07-08	coque rouge	0,31 ± 0,06
	Vernis	1,85 ± 0,59
11-08-08	coque rouge	2,35 ± 1,9
	Vernis	4,08 ± 1,7
10-09-08	coque rouge	2,11 ± 0,29
	Vernis	15,56 ± 1,99
06-04-09	coque rouge	4,73 ± 0,62
	Vernis	15,94 ± 0,83
14-04-09	coque rouge	1,48 ± 0,43
	Vernis	5,80 ± 0,93

Tableau 5- Teneurs des acides domoïques dans la chair des bivalves au niveau de S1 (Estuaire de Oued Laou).

Date	Espèce bivalve	Acide Domoïque en $\mu\text{g DA/g}$ de chair
13-03-08	coque rouge	$1,02 \pm 0,77$
	Vernis	$0,47 \pm 0,05$
12-08-08	coque rouge	$0,54 \pm 0,76$
	Vernis	$2,12 \pm 0,33$
10-09-08	coque rouge	$1,15 \pm 0,12$
	Vernis	$16,88 \pm 0,49$
07-04-09	coque rouge	$2,06 \pm 0,44$
	Vernis	$9,57 \pm 0,47$
13-04-09	coque rouge	$1,41 \pm 0,47$
	Vernis	$5,28 \pm 0,85$

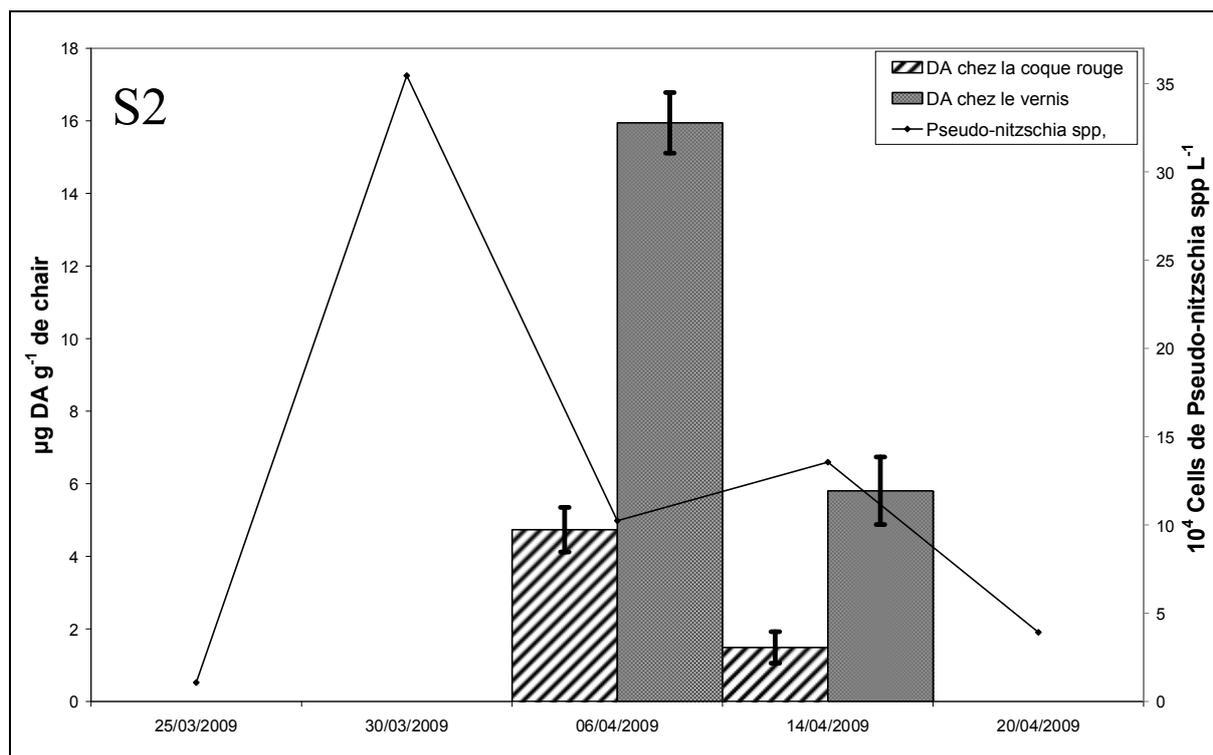
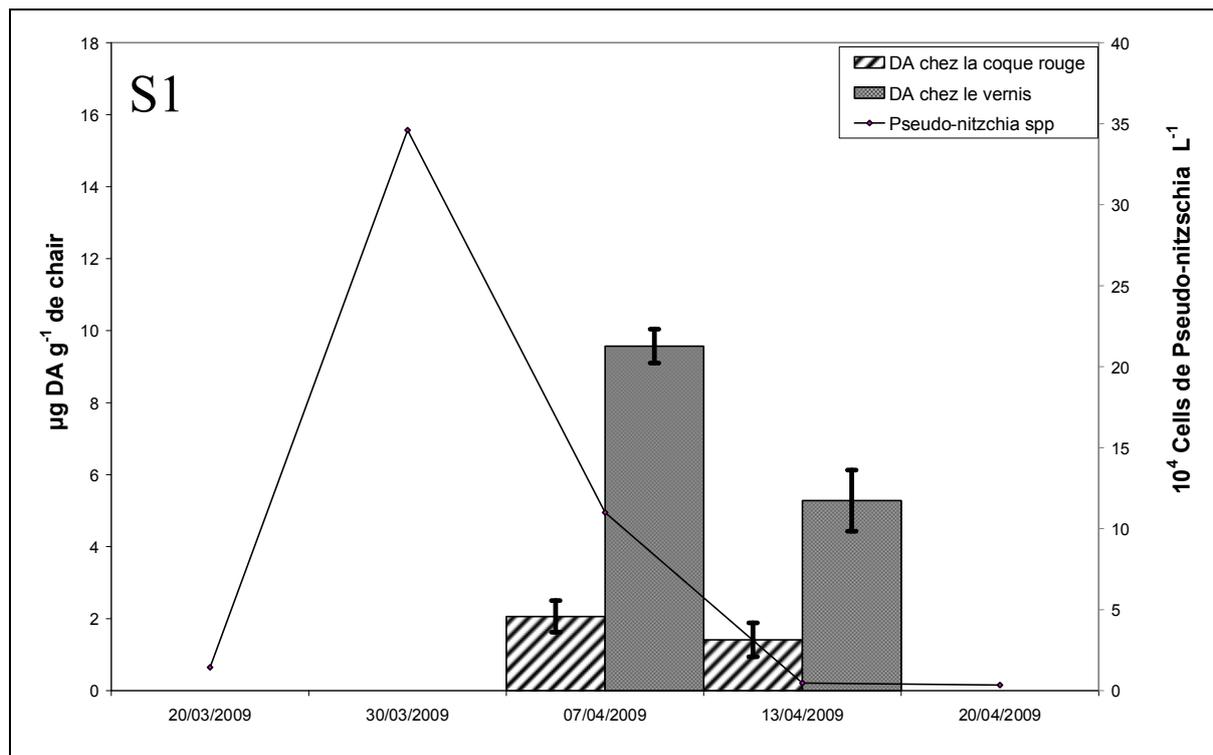


Figure 66- Evolution du bloom de Pseudo-nitzschia et la teneur des acides domoïques dans la chair de la coque rouge et le vernis. S1- l'estuaire Oued Laou, S2- baie M'diq.

III.4. Discussion:

III.4.1. *Gymnodinium catenatum* et toxines paralysantes :

Les résultats du suivi de l'abondance de *Gymnodinium catenatum* dans les deux sites (baie M'diq et l'estuaire Oued Laou) ont montré que les plus importants proliférations de *Gymnodinium catenatum* ont survécu durant la période automnale et au début d'hiver. Selon Maman et al. (2000), cette espèce apparaît durant la période février-mars dans les côtes méditerranéennes espagnoles catalanes. Cette même espèce est responsable de la contamination des bivalves dans les côtes du Portugal (Sampayo et al. 1997).

Durant l'hiver 2008, la présence de cette espèce à des fortes concentrations a entraîné la contamination des bivalves (coque rouge et vernis) par les toxines paralysantes (PSP). Des analyses effectuées sur ces bivalves prélevés de S1 et S2 ont montré que le taux de contamination est plus important chez la coque rouge par rapport au vernis ; il est plus élevé à l'estuaire Oued Laou par rapport à la baie M'diq. Selon Sejr et al. (2004), le taux de filtration chez les bivalves varie suivant la biomasse algale. Dans des milieux à faibles biomasses algales, les bivalves augmentent leur taux de filtration. D'après des travaux antérieurs (Rijal leblad et al. 2007), les coques filtrent généralement plus d'eau de mer que les vernis et sont de ce fait plus exposés à être contaminés. D'une part, la biomasse phytoplanctonique qui se développe durant le bloom de *Gymnodinium catenatum* au niveau de l'estuaire Oued Laou est inférieure à celle enregistrée au niveau de la baie M'diq ; d'autre part, la fraction de *Gymnodinium catenatum* dans la population phytoplanctonique totale est plus importante au niveau de l'estuaire Oued Laou qu'au niveau de la baie M'diq. Cette situation entraîne une contamination plus élevée des bivalves de l'estuaire Oued Laou que ceux de la baie M'diq.

III.4.2. *Pseudo-nitzschia* et acide domoïque dans la chair des bivalves :

Les premiers auteurs qui ont étudié la communauté phytoplanctonique dans les côtes méditerranéennes et qui ont décrit *Nitzschia delicatissima*, *N. pungens*, et *N. seriata* sont : Massuti et Margalef en 1950 et Margalef en 1969. D'autres auteurs ont ciblé la systématique du genre *Pseudo-nitzschia* et ont identifié plusieurs espèces : en Espagne: (*P. brasiliiana*, *P. calliantha*, *P. delicatissima*, *P. fraudulenta*, *P. multistriata*, *P. pungens*, *P. galaxiae*, *P. cacciantha*, *P. manni*, *P. arenysensis*) (Quijano-scheggia et al. 2008, 2010) et *P. australis*

(Maman et al. 2006), en Italy: *P. calliantha* et *P. delicatissima* (Caroppo et al. 2005, Zingone et al. 2006); *P. galaxiae*, *P. multistriata* (Orsini et al. 2002, Cerino et al. 2005, Zingone et al. 2006), *P. fraudulenta* (Zingone et al. 2006), en Grèce: *P. dolorosa*, *P. pseudodelicatissima*, *P. fraudulenta*, *P. multistriata*, *P. pungens*, *P. caciontha* (Moschandreou and Nikolaidis 2006) et *P. calliantha* (Spatharis et al. 2007), en Tunisie (Inès et al. 2006), en Algérie: *P. calliantha* (Illoul et al. 2008) et en Turkey: *P. calliantha* (Bargu et al. 2002).

D'autre part, Amzil et al. (2001), sont les premiers auteurs qui ont indiqué l'apparition des AD en relation avec des proliférations de *Pseudo-nitzschia* dans les côtes méditerranéennes françaises. Par la suite, d'autres travaux ont indiqué la détection des AD sur les deux rives méditerranéennes: en Grèce (Kaniou-Grigoriadou et al. 2005, Moschandreou et al. 2010), en Italie (Sarno et al. 2000, en Tunisie (Inès et al. 2006), en Espagne (Maman et al. 2006). Récemment une étude réalisée par Quijano-scheggia et al. (2010) sur des souches de *Pseudo-nitzschia* isolées des côtes catalanes espagnoles (NW Méditerranée) a montré la production de l'AD chez huit espèces de *Peudo-nitzschia*, à savoir: *P. arenysensis*, *P. multistriata*, *P. pungens*, *P. calliantha*, *P. delicatissima*, *P. brasiliana*, *P. galaxiae* et *P. linea*.

D'après la littérature disponible, dans les côtes méditerranéennes marocaines, aucune indication sur la présence des acides domoïques dans les bivalves n'a été enregistrée. D'autre part, Akallal et al. (2002) sont les seuls auteurs qui ont travaillé sur la systématique des espèces du genre *Pseudo-nitzschia* dans les côtes atlantiques marocaines. Ils ont décrit *P. fraudulenta*, *P. multiseriis*, *P. multistriata*, *P. pungens* var. *cingulata*, *P. subpacifici*, *P. delicatissima* et *P. pseudodelicatissima*.

Le suivi du genre *Pseudo-nitzschia* et des acides domoïques chez la coque rouge et le vernis au niveau de l'estuaire Oued Laou et la baie M'diq, a permis de révéler la présence des proliférations récurrentes dans ces deux écosystèmes. L'analyse des bivalves issus de l'estuaire Oued Laou et la baie M'diq indique leurs contaminations par les acides domoïques durant les périodes de forte concentration du genre *Pseudo-nitzschia*. Au niveau de la baie M'diq, le genre *Pseudo-nitzschia* a été enregistré avec des concentrations plus importantes qu'au niveau de l'estuaire Oued Laou. Cette variation de concentration semble être liée à la variation morphologique entre les deux écosystèmes (baie M'diq et l'estuaire Oued Laou). La baie M'diq par sa position géographique et morphologique, présente une zone de rétention de la masse d'eau où les espèces phytoplanctoniques disposent des conditions favorables pour leurs croissances et l'accumulation. Par contre, au niveau de l'estuaire Oued Laou, la

circulation de la masse d'eau est très importante et les espèces phytoplanctoniques n'ont pas assez du temps pour se multiplier à des concentrations importantes. D'après la littérature, la pression anthropique présente un facteur favorable pour la croissance du phytoplancton (Lacaze 1996). La baie M'diq se distingue de l'estuaire Oued Laou par : i) des rejets d'eaux usées domestiques importantes, ii) des activités aquacoles (élevage des poissons), iii) des activités portuaires (un port de pêche et deux ports de plaisance). Pour conclure, la baie M'diq présente un milieu propice pour le développement du phytoplancton d'une manière générale et les espèces du genre *Pseudo-nitzschia* en particulier.

Dans les deux sites, les concentrations les plus importantes ont été enregistrées durant la période qui s'étale du début du printemps jusqu'au début de l'automne (fin du mars, avril, juillet, août et fin septembre). D'après des travaux antérieurs (Rijal leblad 2006), *Pseudo-nitzschia* prolifère avec des densités bien apparentes durant la période avril-novembre. Deux blooms de *Pseudo-nitzschia* ont été enregistrés dans l'estuaire Oued Laou et la baie M'diq durant la période 2002-2005. Au niveau de l'estuaire Oued Laou, le premier bloom est noté durant octobre 2004 ($1,5 \cdot 10^5$ Cells/L) et le deuxième bloom durant avril 2005 ($1,1 \cdot 10^5$ Cells/L). Au niveau de la baie M'diq, les concentrations de *Pseudo-nitzschia* durant ces deux blooms sont remarquablement importantes par rapport à celle enregistrées à l'estuaire Oued Laou. Ainsi une concentration de $1,7 \cdot 10^5$ Cells/L en avril 2005 et une concentration de $1,5 \cdot 10^5$ Cells/L en octobre 2005 ont été notées.

Dans la présente étude, on a constaté que les blooms de *Pseudo-nitzschia* s'enregistrent à deux périodes : i) printemps, ii) début d'automne. En parallèle à ces deux périodes, des proliférations de ce genre durant la période d'été ont été enregistrées.

De juillet 2007 à juin 2009, la présence des acides domoïques dans les bivalves (coque rouge et vernis) a été décelée suite aux blooms *Pseudo-nitzschia spp.* Certes ces toxines sont produites par les espèces réputées productrices des acides domoïques. Au bloom d'octobre 2007, nous avons enregistré la présence de *P. cuspidata* (23%), *P. subpacificica* (17%), *P. arenysensis/P. delicatissima* (14%), *P. fraudulenta* (13%), *P. multistriata* (4%), *P. pseudodelicatissima* (28%), *P. calliantha* (8%) et *P. dolorosa* (24%). Parallèlement, l'acide domoïque a été détecté dans les bivalves dans les deux sites en traces seulement. Durant ce boom, il n'y avait pas de prolifération mono-spécifique, mais une diversité du genre *Pseudo-nitzschia*. Les traces d'acide domoïque détectés sont dues aux variétés toxiques.

A la première semaine de juillet 2008, un bloom de *Pseudo-nitzschia* a été enregistré le long de côtes méditerranéennes occidentales. Cette prolifération est généralement très limitée dans le temps et dans l'espace. Elle a été enregistrée une seule fois au niveau du seul site de la baie de M'diq avec une concentration de *Pseudo-nitzschia* de $1,4 \cdot 10^5$ Cells/L au niveau de la baie M'diq. Durant ce bloom, la présence des acides domoïques dans la chair des bivalves a été enregistrée, mais avec de très faibles concentrations. Cette faible teneur des toxines amnésiantes enregistrée chez les bivalves, peut être liée à la faible biomasse de *Pseudo-nitzschia* filtrée par la coque rouge et le vernis. Durant les deux premières semaines de juillet 2008, les concentrations de *Pseudo-nitzschia* ont été faibles au niveau des deux écosystèmes étudiés, à l'exception d'une concentration de $1,4 \cdot 10^5$ Cells/L enregistrée au 07 juillet 2008 au niveau de la baie M'diq.

Durant août 2008, *Pseudo-nitzschia* spp a été recensée avec des densités importantes mais sans dépassement du seuil de 10^5 Cells/L dans les deux écosystèmes étudiés. La densité moyenne au niveau de la baie de M'diq est de $4,8 \cdot 10^4$ Cells/L. Par contre, la densité moyenne de ce genre est de $2 \cdot 10^4$ Cells/L au niveau de l'estuaire Oued Laou. La présence des acides domoïques au niveau de la chair des deux espèces de bivalves (coque rouge et vernis) au niveau de l'estuaire Oued Laou et de la baie M'diq est liée à la prolifération de *Pseudo-nitzschia*. Les teneurs d'acides domoïques au niveau de la baie M'diq sont supérieures à celles enregistrées au niveau de l'estuaire Oued Laou. Cette constatation est notée chez les deux espèces bivalves. Cette variation de la contamination est liée principalement à la concentration de *Pseudo-nitzschia* qui a proliféré dans chaque site. Pour conclure on peut dire que la prolifération de *Pseudo-nitzschia* à des concentrations de $5 \cdot 10^4$ Cells/L durant plusieurs semaines dans un écosystème, peut engendrer la contamination des bivalves par les acides domoïques. Cette contamination varie suivant l'organisme et suivant le pouvoir toxigénèse de l'espèce incriminée.

En septembre 2008, des concentrations importantes d'acide domoïque ont été enregistrées dans la chair des vernis au niveau de l'estuaire de Oued Laou ($17 \mu\text{gDA/g}$) et la baie de M'diq ($16 \mu\text{gDA/g}$). Par contre, la contamination de la coque rouge est beaucoup plus faible dans les deux sites. Une corrélation apparente entre la prolifération de *Pseudo-nitzschia* et les acides domoïques chez les bivalves, n'est pas établi. D'après des travaux antérieurs (Rijal leblad 2006), le début d'automne est une période propice au développement de *Pseudo-nitzschia* dans les côtes méditerranéennes occidentales marocaines. Il est possible que durant

le suivi de *Pseudo-nitzschia*, le bloom de ce genre en automne 2008 a été raté. L'avant dernier quantification de *Pseudo-nitzschia* au niveau des deux sites (S1 et S2), remonte à 9 jours avant la détection des acides domoïques. Durant les 9 jours, il est fort probable que les deux zones ont connu un bloom de *Pseudo-nitzschia*. Selon Furnas et al. (1990), les Diatomées ont un taux de croissance journalier très important. La majorité des espèces ont un temps de génération inférieur à trois jours. Avec la présence de *Pseudo-nitzschia* au début de septembre à une concentration de $2,8 \cdot 10^4$ Cells/L, il est possible que le prélèvement qui devrait montrer la concentration maximale de ce genre a été raté.

Durant le bloom de *Pseudo-nitzschia sp* au printemps 2009, on a enregistré des densités cellulaires de $3,5 \cdot 10^5$ Cells/L au niveau de l'estuaire de Oued Laou et la baie de M'diq. La durée de ce bloom au niveau de M'diq (environ 3 semaines) est plus importante qu'au niveau de l'estuaire Oued Laou qui est d'environ 2 semaines. L'examen au microscope électronique a montré que ce bloom est causé par la prolifération d'une espèce de groupe *Pseudo-nitzschia seriata* composant une fraction de 97% du genre *Pseudo-nitzschia*. Les analyses d'acide domoïque ont montré la contamination de la coque rouge et de vernis suite à ce bloom. La contamination au niveau de la baie de M'diq est importante, comparée à celle de l'estuaire de Oued Laou. Le taux des acides domoïques dans la chair de vernis est supérieur à celui enregistré chez la coque rouge. La variation de contamination des bivalves dans les deux écosystèmes (la baie de M'diq et l'estuaire de Oued Laou), est liée directement à la durée du bloom dans chaque habitat. Ce bloom a séjourné une longue période au niveau de la baie de M'diq, et par conséquent, provoque une contamination importante par les acides domoïques en comparaison avec l'estuaire de Oued Laou.

Chapitre IV :

**Cinétique d'élimination des toxines paralysantes chez la
coque rouge et le vernis**

V.1. Introduction :

La famille des phycotoxines paralysantes est composée d'environ une vingtaine de molécules correspondant à des bases tétrahydropyridiques substituées (figure 67). Ce sont des toxines tricycliques à hétérocycles azotés. Les phycotoxines paralysantes sont constituées par deux molécules de base : la saxitoxine et la néosaxitoxine. Ces deux dernières molécules peuvent être sulfatées sur plusieurs carbones pour donner des dérivées. Selon Cembella (1998), les phycotoxines paralysantes sont subdivisées en trois classes selon leur structure : i) les carbamates (STX, néoSTX, GTX1-CTX4), ii) les N-sulfacarbamoyles (B1-B2, C1-C4), iii) les dérivés décarbamoyles (dc-analogues). La toxicité des molécules est variable. Il existe des molécules à pouvoir toxique élevé et d'autres à pouvoir faible. Parmi les phycotoxines paralysantes, GTX3, STX, GTX1, GTX2, dcSTX et neoSTX sont considérées les plus toxiques. Le maximum de toxicité est de l'ordre de 5600 unités souris de la molécule GTX3 (Blanco et al. 2003). Selon ce dernier auteur, la destruction des phycotoxines paralysantes passe par des voies de transformation : épimerization et réduction du groupe N1-OH.

Nous présentons l'analyse du processus d'élimination des phycotoxines paralysantes chez la coque rouge et le vernis, suivie dans des conditions du laboratoire. L'évolution du taux de phycotoxines paralysantes chez les deux espèces de bivalves dans des conditions escomptées de toute source de contamination est présentée. L'objectif est de fournir éclaircissement quant à cinétiques d'élimination des toxines paralysantes et variation de la contamination des bivalves issus de la frange littorale méditerranéenne occidentale au fil du temps.

V.2. Matériel et méthodes :

V.2.1. Prélèvement des bivalves :

Les côtes méditerranéennes marocaines ont connu un bloom de *Gymnodinium catenatum* durant la première semaine de janvier 2008 au niveau de l'estuaire Oued Laou. Après ce bloom, des individus adultes de bivalves (coque rouge et vernis) ont été collectés par dragage à une profondeur de 7m (§ 1.1. chapitre III). Environ 150 individus de chaque espèce sont ramenés au laboratoire dans des bassins d'eau sur un lit de sable.

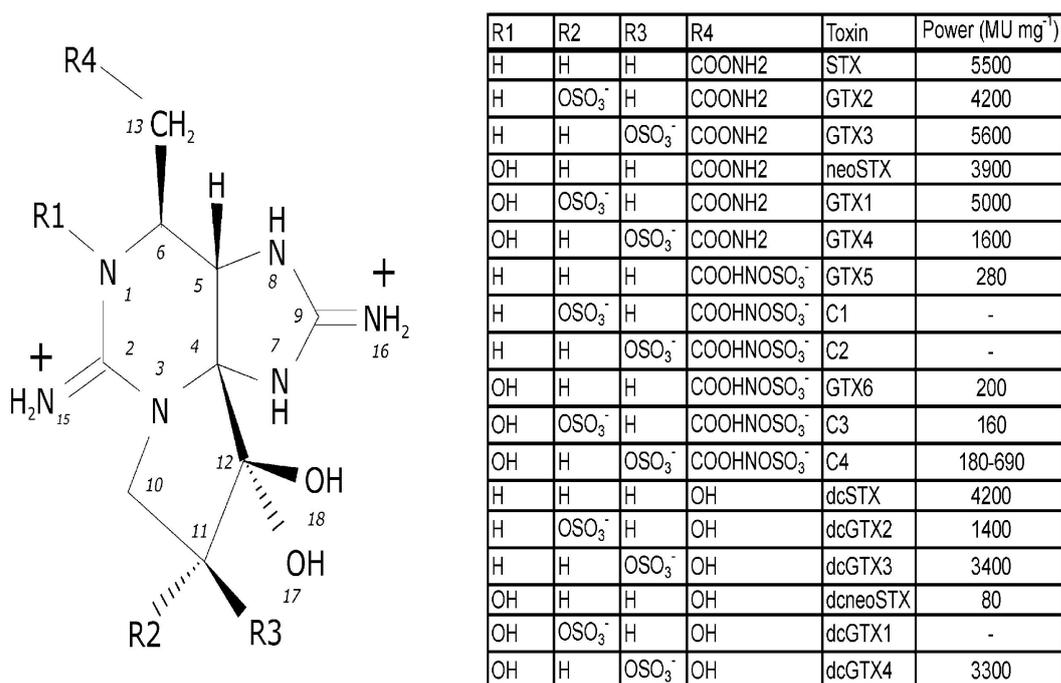


Figure 67- Structure et pouvoir toxique de la molécule saxitoxine et ces analogues (MU = Unité Souris, la quantité nécessaires de toxines pour tuer un souris de 20g durant 15 min par une injection intra-péritonéale) (Blanco et al. 2003).

V.2.2. Expérience de dépuración :

Les deux espèces de bivalves ont été soumises à une expérience de dépuración de phycotoxines paralysantes dans les conditions de laboratoire. Les individus collectés ont été maintenus dans des bacs de 5m³ sur un lit de sable de 15 cm de profondeur afin de leur assurer des conditions similaires à celles de leur milieu naturel. L'alimentation en eau de mer a été maintenue de manière permanente à l'aide des pompes d'eau depuis la baie M'diq. L'oxygénation de l'eau se fait par diffusion de l'air ambiant sous pression. L'expérience a été réalisée sous une température de 17 °C et une salinité de 36,5 psu. Les bivalves sont alimentés par des micro-algues non toxiques de culture mono-spécifique (*Skeletonema*, *Thalassiosira* et *Nanochloropsis*), avec l'administration de quantité journalière (ad libidum). Les essais ont porté sur trois lots pour chaque espèce.

V.2.3. Analyse des phycotoxines paralysantes :

Le suivi de la teneur des phycotoxines paralysantes chez les bivalves a été effectué selon une fréquence mensuelle chez la coque rouge. Concernant le vernis, les trois premières

analyses ont été réalisées à trois jours d'intervalle et les trois analyses suivantes selon une fréquence hebdomadaire. Les analyses des phycotoxines ont été réalisées par la méthode biologique du Test Souris Standardisée (A.O.A.C. 2000) (§ 2.5. chapitre III).

V.3. Résultats :

L'expérience de dépuraison de la coque rouge (*Acanthocardia tuberculata*) et le vernis (*Callista chione*) issus de la station S1, a permis de mettre l'accent sur le pouvoir d'épuration des deux espèces permettant l'élimination des phycotoxines paralysantes. Cependant, la cinétique d'élimination est variable d'une espèce à l'autre.

V.3.1. Dépuraison des toxines paralysantes dans la coque rouge :

Pour la coque rouge, quatre mois étaient nécessaires, dans les conditions du laboratoire, pour atteindre des valeurs inférieures à 80 µg SXTeq. 100g⁻¹ de chair, représentant le seuil admis, et 6 mois pour atteindre la valeur minimale de 41,33 ± 5.51 µg SXTeq. 100g⁻¹ de chair (figure 68-A). Durant les deux premiers mois, la vitesse d'élimination des phycotoxines paralysantes est assez rapide. L'équation de régression est: **A= 433,37 – 65,5t**. Ce taux d'élimination diminue ensuite au fil du temps (41,33 ± 5.51 µg SXTeq. 100g⁻¹ de chair). L'équation de régression, lors des 5^{ème} et 6^{ème} mois, devient : **A= 93,47 – 17,97t**.

V.3.2. Dépuraison des toxines paralysantes dans le vernis :

Au début de l'expérience, le taux des phycotoxines paralysantes chez le vernis est d'ordre de 116 µg SXTeq. (100g)⁻¹ de chair. On a noté une diminution du taux de ces phycotoxines en fonction du temps. Les vernis sont passés de l'état d'insalubrité, avec un taux supérieur au seuil normatif, à l'état salubre, avec un taux inférieur au seuil normatif. La dépuraison chez les vernis est beaucoup plus rapide que chez la coque rouge (Fig. 68-B). En effet, durant les 6 premiers jours, les phycotoxines paralysantes chez le vernis ont diminué de 63,64% ; la décontamination est très rapide. L'équation de régression est: **A= 140,53 – 35t**. Durant le reste de l'expérience, le taux de décontamination chez le vernis est devenu très faible avec une équation de régression : **A= 42,55 – 1,08t**. Après un mois, les phycotoxines paralysantes chez le vernis sont devenues indétectables.

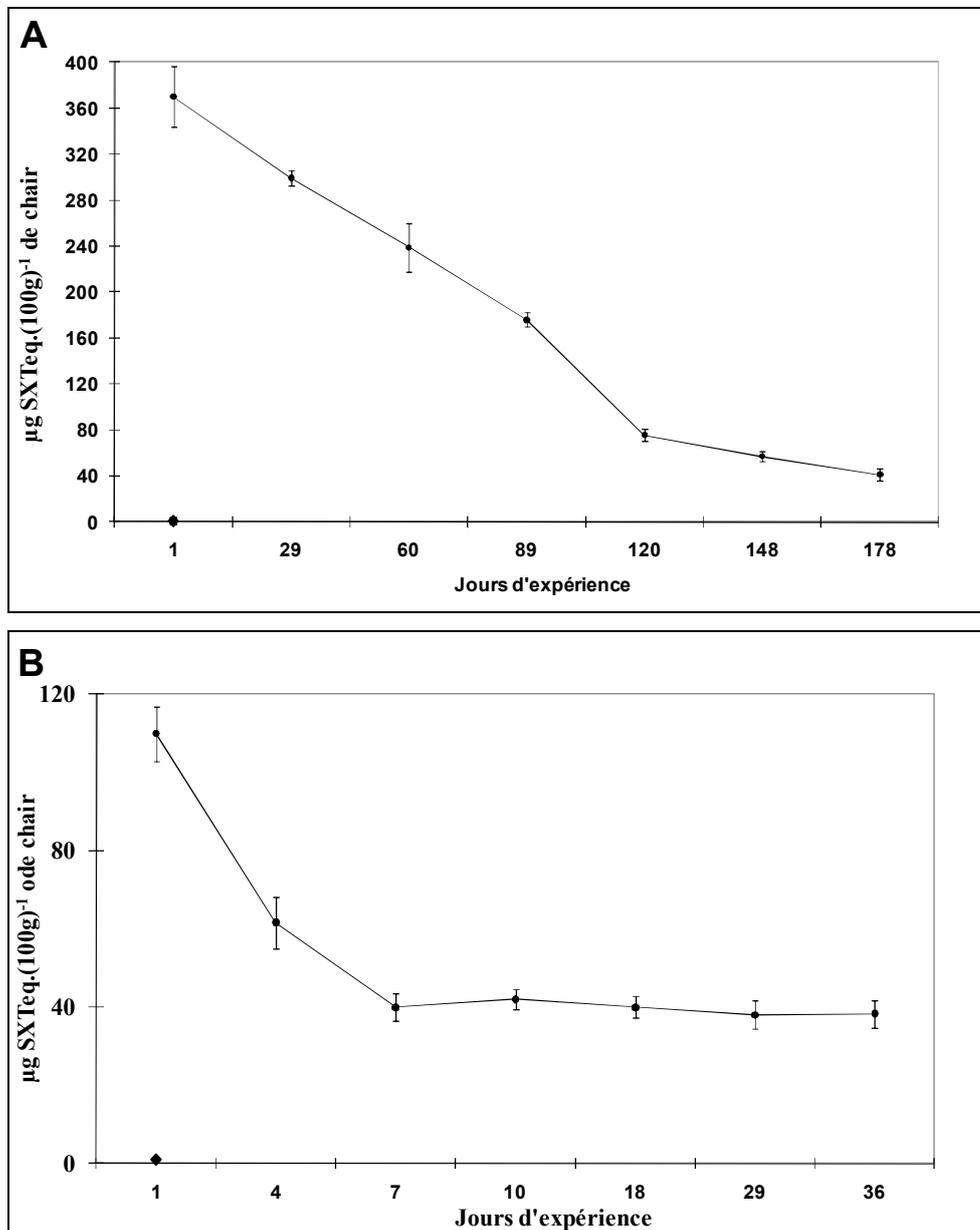


Figure 68- Evolution de la concentration des phycotoxines paralysantes ($\mu\text{g SXTeq.}(100\text{g})^{-1}$ de chair). A- Expérience de dépuraton des phycotoxines paralysantes chez la coque rouge. B- Expérience de dépuraton des phycotoxines paralysantes chez le vernis.

V.4. Discussion :

Durant l'étude des populations phytoplanctoniques le long des côtes méditerranéennes occidentales marocaines, un bloom de *Gymnodinium catenatum* a été enregistré en janvier 2008. Suite à la prolifération de cette espèce, nous avons enregistré les phycotoxines paralysantes à des taux élevés et supérieurs au seuil normatif de 80 µg SXT.eq/100g de chair chez la coque rouge et le vernis. Au début de l'expérience de dépuración, la valeur moyenne des phycotoxines paralysantes chez la coque rouge est de 370 µg SXT.eq/100g de chair, par contre, chez le vernis, elle atteint 110 µg SXT.eq./100g de chair. Selon le suivi des phycotoxines au laboratoire et l'évolution de la population de *Gymnodinium catenatum* dans les zones d'étude (Chapitre III), les phycotoxines décelés chez la coque rouge sont celles bio-accumulés durant le bloom de janvier 2008 et celles qui se sont accumulées dans leur chair durant les blooms précédents. Chez le vernis, les phycotoxines enregistrées correspondent à celles du bloom de Janvier 2008 uniquement.

Durant le séjour de la coque rouge et du vernis dans les conditions du laboratoire escompté de toute source de contamination (Cellule végétative ou kyste de *Gymnodinium catenatum*) une élimination progressive des phycotoxines paralysantes a été observée chez les deux espèces. Chez la coque rouge, la dépuración nécessite 120 jours pour atteindre une concentration inférieure à 80 µg SXT.eq./100g de chair (seuil normatif), par contre la décontamination chez le vernis n'a nécessité que 3 jours pour atteindre la même concentration dans les conditions du laboratoire. Dans les premières étapes de détoxification, les phycotoxines paralysantes ont diminué d'une manière remarquable chez les deux bivalves. Cette élimination pourrait être liée à l'élimination des toxines accumulées dans l'hépatopancréas et qui n'ont pas été fixées dans la chair. Une étude réalisée par Sagou et al. (2005), a montré que la concentration des phycotoxines paralysantes chez la coque rouge et le vernis, varie suivant les organes (muscle, pied, hépatopancréas,...). D'autre part, Takati et al. (2007) ont montré que les toxines paralysantes chez la coque rouge se fixent sur des récepteurs spécifiques (PSPBP = Paralytic Shellfish Poison-Binding Protein) et que ces toxines sont constituées d'un grand nombre de dérivés (Band-Schmidt *et al.* 2005) et par conséquent leurs affinités de fixation peuvent être variables. Une étude réalisée par Blanco et al. (2003) sur la détoxification de la moule, a montré la présence de deux voies de transformation des toxines PSP (épimerization ou réduction du groupe N1-OH). Ces mêmes

auteurs ont montré la variation de la cinétique d'élimination des variétés des phycotoxines paralysantes chez la moule.

Par ailleurs, Oshima et al. (1990) ont étudié le profil toxinique des souches de *Gymnodinium catenatum*. Les souches ont été isolées de différentes régions du globe terrestre (Japon, Australie et Espagne). Les souches isolées ont le même profil toxinique et produisent principalement le groupe de N-sulfocarbamoyl (C1–C4, gonyautoxins 5 et 6). Mais l'abondance des différents phycotoxines varie suivant la localité géographique. Taleb et al. (2001), ont réalisé des analyses plus fines d'identification par chromatographie liquide à haute performance sur la coque rouge et le vernis. Ces analyses ont révélé que le profil des phycotoxines paralysantes chez le vernis semble beaucoup au profil de *Gymnodinium catenatum*. Le profil toxique de *Gymnodinium catenatum* et de vernis est dominé par C-toxins, avec 77% et 74% chez *Gymnodinium catenatum* et le vernis respectivement. Par contre, les phycotoxines paralysantes chez la coque rouge sont dominées par dcSTX (65%). Il s'avère qu'après le bloom de *Gymnodinium catenatum*, les deux espèces du bivalve ont été contaminées par les mêmes types de toxines. La majorité des phycotoxines bio-accumulées chez le vernis sont éliminées dans le milieu marin ou bien dénaturées dans un processus de catabolisme. Par contre, chez la coque rouge, il semble l'existence des changements de la structure moléculaire de certains phycotoxines (principalement C-toxins) pour donner de nouvelles phycotoxines (principalement dcSTX).

Il ressort de l'essai expérimental de l'épuration des deux bivalves que l'élimination des phycotoxines paralysantes est possible. L'épuration des vernis dans des grands bassins est réalisable. Par contre, l'épuration des phycotoxines paralysantes chez la coque rouge nécessite une longue période de traitement. Les charges financières (culture des algues, moyens industriels) présentent un handicap pour épurer cette espèce.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'étude entreprise au niveau de la baie de M'diq et de l'estuaire de Oued Laou, situés dans la zone occidentale des côtes méditerranéennes marocaines, ont permis de comprendre l'organisation des communautés microalgales et de suivre leur dynamique spatio-temporelle. Les périodes de proliférations des espèces productrices de phycotoxines et leur apparition durant le cycle annuel ont été déterminés, ainsi que la variation de contamination des bivalves suivant la nature de phycotoxines et des sites.

En effet, eu égard au développement phytoplanctonique, le suivi des paramètres environnementaux dans les deux sites a montré que le phosphore minéral et le silicate constituent des facteurs limitants pour la croissance des micro-algues. En revanche, l'azote semble être un facteur limitant secondaire. L'évolution des teneurs en éléments nutritifs (phosphore, silicium et azote) présente une allure variable dépendant des saisons. L'automne et l'hiver présentent un enrichissement nutritif important, contrairement au printemps et l'été caractérisées par une diminution des concentrations en éléments nutritifs qui résulte de l'assimilation importante par le phytoplancton. Cet enrichissement en éléments nutritifs devrait favoriser le développement des espèces phytoplanctoniques. Cependant, lors des deux périodes automnale et hivernale, malgré une richesse importante en éléments nutritifs, le développement de phytoplancton est faible. Celui-ci reste tributaire de la température et de l'hydrodynamique. Dans les deux sites, la diminution de la température et l'agitation de l'eau de mer diminuent largement l'aptitude de multiplication de la majorité des espèces phytoplanctoniques. La teneur en éléments nutritifs au niveau de la masse d'eau est régie par plusieurs processus : hydrologique, biologique, chimique et sédimentaire, et diminue suite à l'assimilation par le phytoplancton, au transport par les courants et à la transformation et/ou la complexations par d'autres composantes de l'habitat. Hormis les particularités locales et régionales de chaque écosystème étudié, ces deux sites sont sous l'influence de la circulation globale spécifique à la Méditerranée. La forme géomorphologique de la baie M'diq favorise une meilleure rétention de la masse d'eau. Au contraire, l'estuaire Oued Laou est sous l'influence directe des courants marins. En plus, le long séjour de la masse d'eau au niveau de la baie M'diq, ainsi que l'enrichissement en silicium et en phosphore favorisent le développement de la biomasse phytoplanctonique. L'abondance totale du phytoplancton au niveau de la baie M'diq est supérieure à celle de l'estuaire Oued Laou. La baie M'diq a la

particularité de recevoir des apports terrigènes riches en phosphore auxquels s'ajoutent les apports émanant des eaux usées et des effluents produits par l'élevage de poissons réputés riches en phosphore. Les teneurs en silicium sont aussi importantes notamment en comparaison avec l'estuaire Oued Laou. Cette richesse est liée à la nature des faciès sédimentaires caractérisant le fond de la baie de M'diq qui sont riches en minéraux silicatés (quartz et feldspath). L'enrichissement des deux sites d'étude en azote est basé essentiellement sur les apports de ruissellement (lessivage de sol) et de l'activité anthropique (eaux usées). Les concentrations élevées en azote sont enregistrées durant la période estivale et la période pluvieuse.

Les analyses microscopiques ont permis de mettre l'accent sur la présence de plusieurs espèces toxiques et potentiellement toxiques au niveau des deux sites, à savoir : *Gymnodinium catenatum*, *Pseudo-nitzschia spp*, *Alexandrium minutum*, *Dinophysis spp*. Concernant les espèces associées aux phénomènes d'eaux rouges, on a identifié plusieurs espèces incriminées à l'échelle internationale, et une prolifération importante de *Noctiluca scintillans* au niveau de l'estuaire Oued Laou au printemps 2009. Durant la période d'étude, la contamination des bivalves par les phycotoxines paralysantes et amnésiantes a été enregistrée. Cette contamination est en relation avec des proliférations importantes de *Gymnodinium catenatum* et *Pseudo-nitzschia spp*.

Suite aux résultats de la surveillance des eaux de la Méditerranée depuis plusieurs années, on note une apparition annuelle de *Gymnodinium catenatum* au niveau de l'estuaire Oued Laou et la baie de M'diq. D'après les analyses statistiques, cette espèce présente une apparition quasi-permanente durant l'automne et l'hiver. Cette apparition semble être en liaison avec la dessalure et l'enrichissement en éléments nutritifs de la masse d'eau. L'automne et l'hiver sont en effet des périodes d'enrichissement de la masse d'eau par les éléments nutritifs. Elles présentent une température d'environ 16 °C, une dessalure de la masse d'eau et un enrichissement en éléments nutritifs, favorisant ainsi, le développement de *Gymnodinium catenatum*. La présence de cette espèce dans la masse d'eau des deux sites étudiés est à l'origine d'une contamination du stock des bivalves par les toxines paralysantes (PSP) dont le taux de contamination est plus important chez la coque rouge que chez le vernis. Dépendant de la richesse en biomasse algale, le taux de contamination par les PSP est plus élevé au niveau de l'estuaire Oued Laou par rapport à la baie M'diq. En effet, les bivalves sont des filtreurs et leur taux de filtration des eaux marines varie suivant la richesse

en biomasse algale. Dans des milieux à faible biomasse algale, les bivalves sont contraints d'augmenter leur taux de filtration. La biomasse algale relevée au niveau de l'estuaire Oued Laou est inférieure à celle de la baie M'diq. En plus, la densité relative de *Gymnodinium catenatum* au sein de la population phytoplanctonique est plus importante au niveau de l'estuaire Oued Laou qu'au niveau de la baie M'diq. Dans ces conditions, la contamination des bivalves par les phycotoxines paralysantes au niveau de l'estuaire Oued Laou sera plus importante.

Gymnodinium catenatum est l'agent causal de la contamination des bivalves par les phycotoxines paralysantes. Elle est enregistrée dans les deux sites avec des densités presque identiques. Les proliférations de cette espèce s'opèrent quasi-annuelle dans les deux sites durant la période novembre – février, mais le taux de prolifération est variable suivant les années et suivant les conditions météorologiques et principalement l'état d'agitation de la mer et le taux des précipitations journalières (crues). Mais à titre de comparaison, le pourcentage de l'espèce en question dans la communauté globale montre une grande différence entre les deux sites étudiés. Dans le site Oued Laou, le pourcentage est très élevé alors que M'diq montre une proportion faible relativement à la communauté globale. Les taux les plus importants sont enregistrés durant la période novembre – février de chaque année, correspondant ainsi à la période de faible productivité primaire totale Ceci augmente le risque de contamination par les phycotoxines paralysantes durant cette période au niveau de la zone occidentale méditerranéenne marocaine d'une manière globale, et principalement au niveau des sites dont la biomasse algale est relativement faible, tel l'estuaire de Oued Laou, contrairement aux zones plus riches en phytoplancton tel la baie de M'diq où le taux de contamination est le plus faible.

Le suivi de la communauté algale au niveau de la baie de M'diq et l'estuaire Oued Laou, a permis de mettre en évidence la prolifération saisonnière de la plupart des espèces et principalement les espèces toxiques et de dégager les différences entre les deux écosystèmes étudiés et mettre en évidence la variation de production primaire et sa relation directe sur le taux de contamination des bivalves par les phycotoxines enregistrés dans chaque zone. Moins la productivité est importante, plus le risque de contamination est sérieux. L'estuaire de Oued Laou est moins riche en biomasse algale par contre le taux de l'agent causale *Gymnodinium catenatum* est plus important, ce qui explique le taux plus important de

contamination. La zone de M'diq est plus riche en phytoplancton et la présence de *Gymnodinium catenatum* reste en proportion faible dans la population globale.

La différence de contamination entre espèces peut être expliquée du fait que les coques sont des filtreurs par excellence relativement aux vernis et sont alors susceptibles d'être plus contaminés (étude préliminaires). Parallèlement l'élimination des phycotoxines paralysantes est très lente et donc la rétention de ces phycotoxines est plus longue. Chez les vernis, l'élimination est plus importante. Cette rétention des phycotoxines paralysantes chez *Acanthocardia tuberculata* est sélective et s'effectue suivant certains types de phycotoxines. Cette théorie de rétention préférentielle des phycotoxines peut être expliquée par la chute de taux de toxines au début de l'expérience qui se traduit par une élimination facile de la plus grande partie des phycotoxines. La tendance de l'élimination des toxines devient très faible par la suite pour la grande partie de l'expérience. En effet, une partie des phycotoxines se trouve fixée sur des récepteurs spécifiques, ce qui rend son élimination très lente.

Dans les côtes méditerranéennes occidentales marocaines, la contamination par les phycotoxines amnésiantes est produite par les espèces toxiques du genre *Pseudo-nitzschia*. Les analyses effectuées au niveau des deux bivalves ont montré l'existence de l'acide domoïque à l'état de traces, sans aucun dépassement du seuil normatif admis de 20 µg AD /g de chair. Les teneurs les plus élevées ont été enregistrées durant le printemps – début d'automne suite à des blooms de *Pseudo-nitzschia*. Le printemps et le début d'automne peuvent être considérés des périodes à haut risque pour la contamination par les phycotoxines amnésiantes. Les résultats obtenus montrent que les teneurs de l'acide domoïque décelées chez le vernis sont plus importantes que celles enregistrées chez la coque rouge. Il semble que la coque rouge dispose des récepteurs de l'acide domoïque lui permettant de réguler son taux de filtration. Mais cette hypothèse n'empêche pas la possibilité relative à la complexation des acides domoïques dans la chair de vernis. L'identification des variétés de *Pseudo-nitzschia*, proliférant dans les côtes méditerranéennes occidentales marocaines, a permis de mettre en évidence la présence de plusieurs espèces de *Pseudo-nitzschia*, dont certaines sont réputées productrices des acides domoïques. Certaines ont été identifiées pour la première fois alors que les autres ont été signalés à plusieurs endroits de la Méditerranée. Notre suivi a montré la présence d'une succession temporelle des espèces de *Pseudo-nitzschia*. Le printemps et le début d'automne sont les périodes favorables pour le développement de la majorité des espèces de *Pseudo-nitzschia* et les espèces toxiques en particulier.

Références bibliographiques

- A.O.A.C. (Association of Official and Analytical Chemistry), 2000: Official methods of analysis (by Dr. William Horwitz) 17th Ed. Gaithersburg, MD, USA.
- Akallal R., Chantal B., Jacqueline F., Thierry C., Mouradi A., 2002 : Contribution à l'étude du phytoplancton de la côte atlantique marocaine, II. Le Genre *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae). *Cryptogamie Algol.* 23, 187 – 202.
- Almondos G., Martha E., Ferrario Gustavo A. F., Irene R. S., José L. E., Flavio E. P., 2007: The genus *Pseudo-nitzschia* (bacillariophyceae) in continental shelf waters of Argentina (Southwestern Atlantic Ocean, 38-55°S). *Harmful Algae* 6, 93-103.
- Alvarez G., Uribe E., Quijano-Scheggia S., Rivera A.L., Marino C. & Blanco J., 2009: Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia australis* and *Pseudo-nitzschia calliantha* isolated from North Chile. *Harmful Algae* 8, 938 – 945.
- Amato A., Lüdeking A., Kooistra W.H., 2010: Intracellular domoic acid production in *Pseudo-nitzschia multistriata* isolated from the Gulf of Naples (Tyrrhenian Sea, Italy). *Toxicon* 55,157-161.
- Aminot A., and Chaussepied M., 1983 : Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Brest, CNEXO, 395p.
- Amzil Z., Jaqueline F., Dominique L.G., Chantal B., 2001 : Domoic acid accumulation in French shellfish in relation to toxic species of *Pseudo-nitzschia multiseries* and *P. pseudodelicatissima*. *Toxicon* 39, 1245 – 1251.
- Band-Schmidt C.J., Bustillos-Guzman J., Gérate-Lizarraga I., Lechuga-Deveze C.H, Reinhardt K., Luckas B., 2005: Paralytic shellfish toxin profile in strains of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham and the scallop *Agropecten ventricosus* G.B. Sowerby II from Bahia Concepcion, Gulf of California, Mexico. *Harmful Algae* 4, 21-31.
- Bargu S., Koray T. & Lundholm N., 2002: First report of *pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup & Hassle 2003, a new potentially toxic Species from Turkish coasts. *Journal of Fisheries & aquatic sciences* 19, 479-483.
- Bates S.S., 1993: Domoic acid and *Pseudo-nitzschia* references. In : A. M. wood and L.M. shapiro (edit.), *Domoic acid, final report of the workshop*, 13 – 21. Oregon state university.
- Bates S.S., Jonathan G., Irena K. & Ehrman J.M., 2004: Interaction between bacteria and the domoic-acid-producing diatom *Pseudo-nitzschia multiseries* (Hasle) Hasle; can bacteria produce domoic acid autonomously?, *Harmful Algae* 3, 11–20

- Bennouna A., 1999 : Étude du phytoplancton nuisible et de son environnement dans la lagune de Oualidia et de Sidi Moussa, mémoire de 3^{ème} cycle. Univ. Chouaïb Doukkali, 153p.
- Bennouna A., Berland B., El Attar J., Assobhei O., 2002: Eau colorée à *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge, dans une zone aquacole du littoral du Doukkala (Atlantique marocain). *Oceanologica Acta* 25, 159–170
- Benomar Mustapha, 2010 : Etude de la contamination des côtes ouest de la Méditerranée marocaine par les métaux lourds : Frange littoral de M'diq – Djaoun. Thèse, Université Abdelmalek Assaadi, Faculté des es-sciences Tanger, 220p.
- Berland B. R., Bonin D.j., Maestrini S.Y . & Pointier J.p., 1973 : Etude de la fertilité des eaux marines au moyen de tests biologiques effectués avec des cultures d'algues. II Limitation nutritionnelle et viabilité de l'inoculum. *Int. Revue Gesanten Hydrobiol.* 58, 203-220.
- Besiktepe S., Larisa R., Dilek E., Doruk Y., Arife Z., Vitaly R. & Raisa L., 2008: Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup et Hasle (bacillariophyta) isolated from the Black Sea. *Harmful Algae* 7, 438-442.
- Blanco J., Reyero I. & Franco J., 2003: Kinetics of accumulation and transformation of paralytic shellfish toxins in the blue mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Toxicon* 42, 777-784.
- Bougis, P., 1974 : Ecologie du plancton marin. Partie 2. Le zooplancton. In Collection d'écologie, No.3. Paris, Masson & Cie Editeurs.
- Bourhili E., 1984 : Intoxication alimentaire par les moules. (51 cas). Agadir, octobre et novembre 1982. Thèse n° 33. Faculté de Médecine et Pharmacie, Rabat. 83p.
- Boutaib R., 2010: Qualité microbiologique des gisements coquilliers de la frange littorale méditerranéenne : F'nideq – Kaa Srass, Période 2003-2008. Mémoire d'Ingénieur en chef, INRH. 119p.
- Caroppo C., Congestri R., Bracchini L. & Albertano P., 2005: On the presence of *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, moestrup et Hasle and *Pseudo-nitzschia delicatissima* (Cleve) Heiden in the Southern Adriatic Sea (Mediterranean Sea, Italy). *Journal of Plankton Research* 27, 163-774.
- Cembella A.D., 1998: Ecophysiology and metabolism of paralytic shellfish toxins in marine microalgae. In: Anderson DM, Cembella AD, Hallegraeff GM., (eds) *Physiological ecology of harmful algal blooms*. NATO ASI Series 41. Springer, Berlin Heidelberg New York, 381–403

- Cembella A.D., Milenkovic L., Doucette G. & Fernandez M., 1995 : In Vitro biochemical and cellular assays. In Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. & A.D. Cembella, eds. Manual on harmful marine microalgae. IOC Manuals and Guides 33, UNESCO.
- Cerino F., Orsini L., Sarno D., Carmela D.A., Tartaglione L & Zingone A., 2005: The alternation of different morphotypes in the seasonal cycle of the toxic diatom *Pseudo-nitzschia galaxiae*. Harmful Algae 4, 33–48.
- Cloern J. E., 2001: Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 210, 223–253.
- Costa P. R., Rui Rosa, Alexandra Duarte-Silva, Vanda Brotas, Maria Antonia & M. Sampayo, 2005 : Accumulation, transformation and tissue distribution of domoic acid, the amnesic shellfish poisoning toxin, in the common cuttlefish, *Sepia officinalis*. Aquatic Toxicology 74, 82–91
- Cusack C., Raine R.R., Patching J.W., 2004: Occurrence of species from the genus *Pseudo-nitzschia pergallo* in Irish waters. Biology and Environment 104B, 55-74.
- Daoudi M., 2004 : Contribution a l'étude du peuplement phytoplanctonique dans la baie de M'diq et l'estuaire de Oued laou espèces toxiques et nuisibles. Mémoire de troisième cycle (DESA), Université Abdelmalk Essaadi Teteouan
- Daoudi M, 2011 : Peuplements phytoplanctoniques, risques toxiques et qualité de l'eau de deux lagunes méditerranéennes : lagune de Nador (Maroc) et lagune de Canet-st-Nazaire (France). Thèse de doctorat, Université de Perpignan, France., 234p.
- Draisci R., L. Giannetti, L. Lucentini, C. Marchiafava, K.J. James, A.G. Bishop, B.M. Healy & S.S. Kelly., 1998: Isolation of a new okadaic acid analogue from phytoplankton implicated in diarrhetic shellfish poisoning. Journal of Chromatography A, 798, 137–145
- Er-Raioui H., Bouzid S., Marhraoui M. and Saliot A., 2009: Hydrocarbon pollution of the Mediterranean coastline of Morocco. Ocean and Coastal Management 52, 124 – 129.
- Er-raioui H., Khannous S., Ould Mohamed Cheihk M., and Mhamada M., Bouzid S., 2012: The Moroccan Mediterranean coastline: A potential threatened by the urban discharges. The Open Environmental Pollution & Toxicology Journal, 3, 23-36.
- Essaid E. F., 1977 : L'intoxication paralytique par les fruits de mer. These n° 44. Faculté de Médecine et pharmacie, Rabat. 106p.
- Furnas M.J., 1990: In situ growth rates of marine phytoplankton: Approaches to measurement, community and species growth rates. J. Plankton Res., 12, 1117-1151.

- Gailhard E., 2003 : Analyses de la variabilité spatio-temporelle des populations microalgales côtières observées par le « Réseau de surveillance du phytoplancton et de phycotoxines » (REPHY). Thèse de doctorat, Université de la Méditerranée, Aix Marseille II. 293 pp.
- Granéli E., and Niclas J., 2003: Increase in the production of allelopathic substances by *Prymnesium parvum* cells grown under N- or P-deficient conditions. *Harmful Algae* 2, 135-145.
- Guy J., 2006: *Ecologie du plancton*. Lavoisier. Book
- Hagström J. A., and Granéli E., 2005: Removal of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) cells under different nutrient conditions by clay. *Harmful Algae* 4, 249-260.
- Hallegraeff G. M., 1994: Species of the diatom genus *Pseudonitzschia* in Australian Waters. *Botanica Marina*. 37, 397-411.
- Hallegraeff G. M., 2002: *Aquaculturists' Guide to Harmful Australian microalgae*. Edt. School of plant Science, Hobart, Tasmania.
- Hallegraeff G.M. 1993: A review of harmful algae blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32, 79-99.
- Hallegraeff G.M., Anderson D.M. & Cembella A.D., 1995: *Manuel on Harmful Marine microalgae*. UNESCO, Paris, 551pp.
- Hassle G. R., 2002: Are most of the domoic acid-producing species of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* cosmopolites?. *Harmful Algae* 1, 137 – 146.
- Hassle G. R., 1972: The distribution of *Nitzschia seriata* and allied species. *Beihefte sur nova Hedwigia*, 39, 171-190. First symposium on recent and fossil marine diatoms, Bremerhaven, 21-26 Sept., 1970. Verlag von J. Cramer.
- Hua Y., Lu W., Henry M.S., Pierce R.H., Cole R.B. 1996: On-line liquid chromatography-electrospray ionization mass spectrometry for determination of the brevetoxin profile in natural “red tide” algal blooms. *J Chromatography A* 750, 115-125.
- Illoul H., MASO M., Fortuno J. M., Cros L., Morales-Blake A. & Séridji R., 2008: Potentially harmful microalgae in coastal waters of the Algiers area (Southern Mediterranean Sea). *Cryptogamie, Algol.* 29, 261-278.
- Inès S., Asma S. H. & Bates S. S., 2006: First detection of toxic *Pseudo-nitzschia calliantha* in Bizert lagoon, Tunisia. *Harmful Algae News* 30, 8-9.

- Kaczmarska I., Mureille M. L., Jennifer L. M. & James E., 2005: Diversity of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* Pergallo in the Quoddy Region of the Bay of Fundy, Canada. *Harmful Algae*, 4, 1-19.
- Kamel M., 1997 : Etude de surveillance du phytoplancton nuisible sur la Méditerranée marocaine dans la région de Tétouan (Restinga – Kaa Srass). Mémoire de troisième cycle Agronomie. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat. 151pp.
- Kaniou-Grigoriadou I., Mouratidou T., Katikou P., 2005: Investigation on the presence of domoic acid in Greek shellfish. *Harmful Algae* 4, 717-723.
- Lacaze J.C., 1996 : L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Book
- Lee J.S., T. Igarashi S., Frage E., Dahl P., Hovgaard, Yasumoto T., 1989 : Determination of diarrhetic shellfish toxins in various dinoflagellate species. *J. appl. Phycol.* 1 : 147-152.
- Lewis, R.J. 2001. The changing face of ciguatera. *Toxicon* 39, 97-106.
- Lincoln M., Veronica B., Patrick H., Paul M., Toshiyuki S., Andy S., 2005 : Pectenotoxin and okadaic acid-based toxin profiles in *Dinophysis acuta* and *Dinophysis acuminata* from New Zealand, *Harmful Algae* 4, 75–85
- Lorraine C., Backer L. E., Fleming A. R., Yung-Sung C., Janet Benson, Richard H. Pierce, Julia Zaias , Judy Bean, Gregory D. Bossart, David Johnson, Raul Quimbo, Daniel G. B., 2003: Recreational exposure to aerosolized brevetoxins during Florida red tide events. *Harmful Algae* 2, 19–28
- Lundholm N., Øjvind M., Grethe R. H., Kerstin H., 2003: A study of the *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima/cuspidata* complex (Bacillariophyceae): what is *P. pseudodelicatissima*?. *J. Phycol.* 39, 797–813.
- Lundholm N., Øjvind M., Yuichi k., Kerstin H., Chris S. & Peter M., 2006: Inter – and intraspecific variation of the *Pseudo-nitzschia delicatissima* complex (Bacillariophyceae) illustrated By rRNA probes, morphological data and phylogenetic analyses. *J. Phycol.* 42, 464-481.
- Mamán L., Fernández L., Ocaña A., Marco J. J., Morales J., Caballos M., Márquez I. & Aguilar M., 2000: Seguimiento de fitoplancton tóxico en la costa de Andalucía durante los años 1997 y 1998. In Marquez, I. (ed.), VI Reunión Ibérica de Fitopláncton Tóxico y Biotoxinas, Sevilla, Junta de Andalucía, pp. 41–49.
- Maman L., Jaén D., Fernandez R., Ocana M.A., Fernandez I., Marquez I., 2006: The influence of *Pseudo-nitzschia australis* blooms in shellfish domoic acid accumulation on

- the Andalusian coast (southern Spain). 12th International Conference on Harmful Algae Copenhagen, Danmark.
- Margalef R., 1969: Composicion especifica del fitoplancton de la costa Catalano-levantina (mediterraneo occidental) en 1962-1967. Invest. Pesq. 33, 345-380.
- Martin J. L., Haya K., Burrige L. E., Wildish D. J., 1990: *Nitzschia pseudodelicatissima* a source of domoic acid in the Bay of Fundy, eastern Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser., 67, 177-182.
- Massuti M., and Margalef R., 1950: introduction al studio del plankton marino. Patronato juan de la Cierva de Investigacion técnica, Barcelona.
- McMahon T., 2000, Azaspiracid in Irish Shellfish (available at <http://expresso.chem.umn.edu/media/pdfs/azareport.pdf>, accessed on 28 April 2002).
- Moronö F., Are´valo M.L., Ferna´ndez J., Maneiro Y., Pazos C., Salgado J., Blanco 2003 : Accumulation and transformation of DSP toxins in mussels *Mytilus galloprovincialis* during a toxic episode caused by *Dinophysis acuminata*. Aquatic Toxicology 62, 269/280
- Moschandreou K.K., and Nikolaidis G., 2006: Pseudo-nitzschia Peragallo (Bacillariophyceae in Greek coastal waters. 12th International Conference on Harmful Algae Copenhagen, Danmark.
- Moschandreou K.K., Papaefthimiou D., Katikou P., Kalopesa E., Panou A., Nikolaidis G., 2010: Morphology, phylogeny and toxin analysis of *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (Bacillariophyceae) isolated from the Thermaikos Gulf, Greece. Phycologia 49, 260–273.
- Naoki H., Fujita T., Cruchet P., Legrand A.M., Igarashi T. & Yasumoto T., 2001: Structural determination of new ciguatoxin congeners by tandem mass spectrometry. In De Koe, W.J., Samson, R.A., Van Egmond, H.P., Gilbert, J. & M. Sabino, eds. Mycotoxins and Phycotoxins in Perspective at the Turn of the Millennium. Proceedings of the Xth International IUPAC Symposium on Mycotoxins and Phycotoxins (May 2000, Guarujá, Brazil), pp. 475-482. Wageningen, the Netherlands, Ponsen & Looyen.
- Ofuji K., 2001: Structures of azaspiracid analogs, azaspiracid-4 and azaspiracid-5, causative toxins of azaspiracid poisoning in Europe. Biosci. Biotechnol. Biochem. 65, 740-742.
- Orsini L., Diana S., Gabreille P., Roberto P., Jens D. & Marina M., 2002: Toxic *Pseudo-nitzschia multistriata* (Bacillariophyceae) from the Gulf of Naples: morphology, toxin analysis and phylogenetic relationships with other *Pseudo-nitzschia* species. European Journal of Phycology 37, 247-257.

- Oshima Y., K. Sugino H., Itakura M. & Yasumoto T., 1990: Comparative studies on paralytic shellfish toxin profile of dinoflagellates and bivalves, pp. 391-396. In E. Graneli, B. Sundstrom, L. Edler & D.M. Anderson (eds.). Toxic marine Phytoplankton, New York.
- Palma A.S., Ferreira A.A., Sampayo M.A., Moita M.T. & Rosa T., 2000: On a *Lingulodinium polyedra* bloom in the Setubal bay, Portugal. Abstracts of 9e Conf. Inter. Harmful algal bloom, pp. 191.
- Pan Y., Michael L. P., Mark B., Moeller P. D. R., Quay D. P., C. L. & Doucette G. J., 2001: Pseudo-nitzschia sp. cf. pseudodelicatissima a confirmed producer of domoic acid from the northern Gulf of Mexico. Marine Ecology Progress Series. 220, 83–92.
- Paulo V., 2004 : Differential dynamics of dinophysistoxins and pectenotoxins between blue mussel and common cockle: a phenomenon originating from the complex toxin profile of *Dinophysis acuta*. Toxicon 44, 123–134
- Paulo V., 2006 : Differential dynamics of dinophysistoxins and pectenotoxins, part II: Offshore bivalve species. Toxicon 47, 163–173
- Paulo V., Antonia M., Sampayo M., 2003: Seasonality of diarrhetic shellfish poisoning at a coastal lagoon in Portugal: rainfall patterns and folk wisdom. Toxicon 41, 187–197
- Peperzak L., Bouma H., Peletier H., Sandee B., 2002 : Rapport RIKZ/OS/2002.045. Jaarrapport Monisnel 2001. Dated 3 September 2002.
- Quijano-Scheggia S., Esther G., Karl B. A., Pablo D. L. I., Jorge D., Jose-Manuel F., Jordi C., 2010: Pseudo-nitzschia species on the catalan coast: characterization and contribution to the current knowledge of the distribution of this genus in the Mediterranean Sea. Scientia Marina. 74, 395-410.
- Quijano-Scheggia S., Esther G., Nagore S., Kees V.L., Eva F., Karl A., José-Manuel F., Jordi C., 2008: Identification and characterisation of the dominant Pseudo-nitzschia species (Bacillariophyceae) along the NE Spanish coast (Catalonia, NW Mediterranean). Scientia Marina 72, 343-359.
- Quilliam M.A., Xie M., Hardstaff W.R., 1995: Rapid Extraction and Cleanup for Liquid Chromatographic Determination of Domoic Acid in Unsalted Food. J. AOAC Int. 78(2), 543-554.
- Redfield A.C., 1958: The biological control of chemical factors in the environment. American Scientist, 46, 205–21.

- Redfield A.C., Ketchum B.H. & Richards, F.A., 1963: The influence of organisms on the composition of seawater, p. 26– 77. In M. N. Hill [ed.], The sea, Vol. 2. Interscience.
- Reynolds C. S., 1997: Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory. Oldendorf: ECI.
- Reynolds C. S., 2006 : The ecology of phytoplankton. Book, Cambridge University press.
- Rhodes L. L., White D., Syhre M., Atkinson M., 1996: Pseudonitzschia species isolated from New Zealand coastal waters: domoic acid production in vitro and links with shellfish toxicity. In: Yasumoto, T.; Oshima, Y.; Fukuyo, Y. ed. Harmful and toxic algal blooms. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 155-158.
- Rhodes L.L., Janet A., Chris S., 2000 : Pseudo-nitzschia multistriata (Bacillariophyceae) in New Zealand; New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 34, 463-467.
- Rhodes L.L., 1998: Identification of potentially toxic Pseudo-nitzschia (Bacillariophyceae) in New Zealand coastal waters, using lectins; New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 32, 537-544.
- Richard M., 1987 : Atlas de phytoplancton marin. Vol.2, Diatomophycées. Edt. CNRS. Paris, 297p.
- Rijal leblad B., 2003 : Evaluation de la salubrité du littoral atlantique marocain (Larache – Casablanca) par la surveillance phytoplanctonique nuisible. Rapport interne d'activité, INRH, 2003.
- Rijal Leblad B., 2006 : Variation spatio-temporelle des espèces phytoplanctoniques réputées toxiques au niveau de la côte Méditerranéenne Occidentale Marocaine. Mémoire de troisième cycle, Diplôme d'Etude Supérieure Approfondie (DESA). Université abdelmalek Assaadi, Tétouan. 90 pp.
- Rijal leblad B., Joutei T., Daoudi M., Nachite D., Marhraoui M., Boutaib R., Maamour N., Oulad Abdellah M.K. et Ramdani M., 2005: Variation spatio-temporelle de l'abondance des *Pseudo-nitzschia spp* dans la côte méditerranéenne marocaine occidentale. In: Actes du colloque "Pollution Marine", juin 2005 Tanger, 1 38-143.
- Rijal leblad, B., Hassani, L.M., Marhraoui, M., Véront, B. & Er-raioui, H., 2007 : Etude du taux de filtration chez les mollusques bivalves *Callista chione* & *Acanthocardia tuberculata* de la côte méditerranéenne marocaine. VIIème Congrès Maghrébin des Sciences de la Mer et Premier Congrès Franco-Maghrébin de Zoologie et d'Ichtyologie, El Jadida (Maroc) 4 – 7 Novembre 2007.

- Sagou R., Amnhir R., Taleb H., Vale P., Blaghen M. & Loutfi M., 2005: Comparative study on differential accumulation of PSP toxins between cockle (*Acanthocardia tuberculatum*) and sweet clam (*Callista chione*). *Toxicon* 46, 612-618.
- Sampayo M. A. M., Franca S., Sousa I., Alvito P., Vale P., Botelho M. J., Rodrigues S., Voeira A., 1997: Dez anos de monitorização de biotoxinas marinhas em Portugal (1986-1996). *Arq. Inst. Nac. Saude* 23, 187-194.
- Sar Eugenia A., Martha E. Ferrario et Baetrix Reguera, 2002: Floraciones Algales Nocivas en el Cono sur Americano. Institut Espagnole d'océanographie, Buenos Aires.
- Sarno, D., Jens, D., 2000: Production of domoic acid in another species of Pseudo-nitzschia: *P. multistriata* in the Gulf of Naples (Mediterranean Sea). *Harmful Algae News*. 21.
- Sascha Klöpffer¹, Renate Scharek¹ & Gunnar Gerdt, 2003: Diarrhetic shellfish toxicity in relation to the abundance of *Dinophysis* spp. in the German Bight near Helgoland. *MARINE ECOLOGY* Vol 259, 93–102.
- Satake, M., Ofuji, K., Naoki, H., James, K., Furey, A., McMahon, T., Silke, J. & Yasumoto, T. 1998a: New toxic event caused by Irish mussels. In Reguera, B., Blanco, J., Fernandez, M. & T. Wyatt, eds. 1997. *Harmful Algae, Proceedings of the VIII International Conference on Harmful Algae*, (June 1999, Vigo, Spain), pp. 468-469. Xunta de Galicia and IOC of UNESCO.
- Satake, M., Ofuji, K., Naoki, H., James, K., Furey, A., McMahon, T., Silke, J. & Yasumoto, T. 1998b: Azaspiracid, a New Marine Toxin Having Unique Spiro Ring Assemblies, Isolated from Irish Mussels, *Mytilus edulis*. *J. Am. Chem. Soc.* 120: 9967-9968.
- Sejr M. K., Petersen J. K., K. Jensen T. & Rysgaard S., 2004: Effects of food concentration on clearance rate and energy budget of the Arctic bivalve *Hiatella arctica* (L) at subzero temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 311, 171–183.
- Sengco M. R., Johannes A. Hagström, Edna Granéli & Donald M. Anderson, 2005: Removal of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) and its toxins using clay minerals. *Harmful Algae* 4, 261-274.
- Sigg, L. & Xue, H. B., 1994: Metal speciation: concepts, analysis and effects. In *Chemistry of Aquatic Systems: Local and Global Perspectives*, ed. G. Bidoglio and W. Stumm, pp. 153–81. Dordrecht: Kluwer.
- Silvano J., 2005 : Toxicité des cyanobactéries d'eau douce vis-à-vis des animaux domestiques et sauvages. Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon. Thèse n° 034

- Smayda, T. J., 1984 : Variations and long-term changes in Narragansett Bay, a phytoplankton-based coastal marine ecosystem: relevance to field monitoring for pollution assessment. In *Concept in marine pollution*, pp. 663–679. Ed. By H. H. White. Maryland Seagrass College, University of Maryland. 743 pp.
- Smayda, T.J., 2002: Turbulence, watermass stratification and harmful algal blooms: An alternative view. *Harmful Algae* 1, 95-112.
- Smith, J.C., Pauly, K., Cormier, P., Angus, R., Odense, P., O’Neil, D., Quilliam, M.A., & Worms, J., 1991: Population dynamics and toxicity of various species of *Dinophysis* and *Nitzschia* from the southern Gulf of St. Lawrence. In *proceedings of the second Canadian workshop on Harmful Marine Algae*, Bedford Institute of Oceanography, Dart – Mouth N.S., 2-4 October, 1990, p. 25. Ed. D.C. Gordon, Jr. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1799.
- Sournia A., 1978: *Phytoplankton manual* published in 1987 by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Paris. 344p.
- Sournia A., bellin C., Berlan B., Erard-ledenn E., Gentien P., grzeby K.D., Marcaillou-le-baut C., Lassus P., Partensky F., 1991 : *Phytoplankton toxiques des côtes de France : de la biologie à la prévention*. IFRMER Eds ISBN-2-90543-309.
- SOURNIA, A., 1986 : *Atlas du Phytoplankton Marin, volume I : Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées*. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, CNRS, Paris : 1-219.
- Spatharis, S., Danielidis, D.B., Tsirtsis, G., 2007: Recurrent *Pseudo-nitzschia calliantha* (Bacillariophyceae) and *Alexandrium insuetum* (Dinophyceae) winter blooms induced by agricultural runoff. *Harmful Algae*, 6 (6), 811-822.
- Stonik, I.V., Orlova, T.Y., Begun, A.A., 2008: Potentially Toxic Diatoms *Pseudo-nitzschia fraudulenta* and *P. calliantha* from Russian Waters of East/Japon Sea and Sea Okhotsk. *Ocean science journal*, 43 (1), 25–38.
- Stonik, I.V., Orlova, T.Y. & Shevchenko, O.G., 2001: Morphology and ecology of the Species of the genus *Pseudo-nitzschia* (bacillariophyta) from Peter the Great Bay, Sea of japon. *Russian Journal of marine biology*, 27 (6), 362-366.
- Takati, N., Mountassif, D., Taleb H., Lee, K. & Blaghen, M., 2007: Purification and partial characterization of paralytic shellfish poison-binding protein from *Acanthocardia tuberculatum*. *Toxicon* 50, 311-321.

- Taleb H. Vale P., Jaime E., Blaghen M., 2001: Study of paralytic shellfish poisoning toxin profile in shellfish from the Mediterranean shore of Morocco. *Toxicon* 39, 1855-1861.
- Taleb H., 2005 : Phycotoxines paralysantes (PSP) et diarrhéiques (DSP) le long des côtes marocaines : Evolution spatio-temporelle, profil toxique et cinétique de décontamination. Thèse de doctorat, Université Hassan II, Casablanca, 163p.
- Trainer, V. L., Brian D. Bill, 2004: Characterization of a domoic acid binding site from Pacific razor clam. *Aquatic Toxicology* 69, 125–132
- Trainer, V.L., Hickey, B.M., Lessard, E.J., Cochlan, W.P., Trick, C.G., Wells, M.L., MacFadyen & A., Moore S. K., 2009: Variability of Pseudo-nitzschia and domoic acid in the Juan de Furca eddy region and its adjacent shelves. *Limnol. Oceanog.* 51(1), 289-308.
- Trégouboff, G. et Rose, M., 1957 : Manuel de planctonologie méditerranéenne : Tome I et Tome II. 37 - 66, 75 - 79 et 85-128.
- Tréguer, P.Y., 1998 : Les intoxications alimentaires humaines causées par les algues phytoplanctoniques toxiques. *Med. Nut.* 4: 145-149.
- Uthermol, H., 1958: Zur vervollkommnung der quantitaven phyto-plankton-methodik. *Mitt. Int. Ver. Ther. Angew. Limnol.* 9, 1-38.
- Yasumoto, T., Igarashi, T., Legrand, A.M., Cruchet, P., Chinain, M., Fujita, T. & Naoki, H. 2000: Structural elucidation of ciguatoxin congeners by fast-atom bombardment tandem mass spectroscopy. *J. Am. Chem. Soc.* 122: 4988-4989.
- Yung S. C., Tracy A. Villareal, Yue Zhou, Jun Gao, Richard H. P., Dana W., Jerome N. & Daniel G. B., 2005: Characterization of red tide aerosol on the Texas coast. *Harmful Algae* 4, 87–94
- Zingone, A., Siano, R., D'Alelio D. & Sarno D., 2006: Potentially toxic and harmful microalgae from coastal waters of the Campania region (Thrrhenian Sea, Mediterranean Sea). *Harmful Algae*, 5, 321-337.

Annexes

Annexe 1

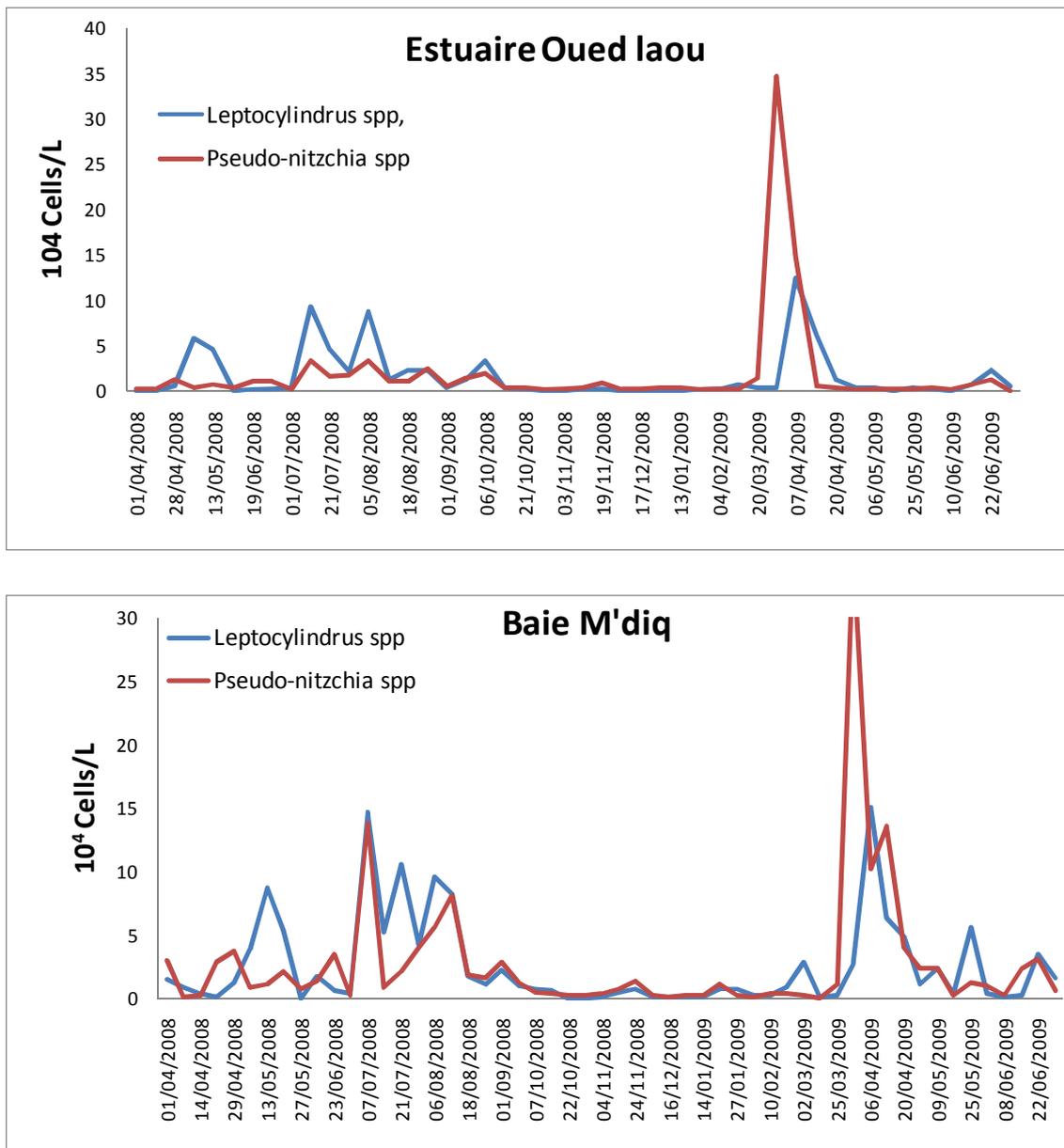


Figure 69-Evolution spatio-temporelle de *Pseudo-nitzschia* et *Leptocylindrus*. Au niveau de l'estuaire Oued Laou et baie M'diq

Annexe 2

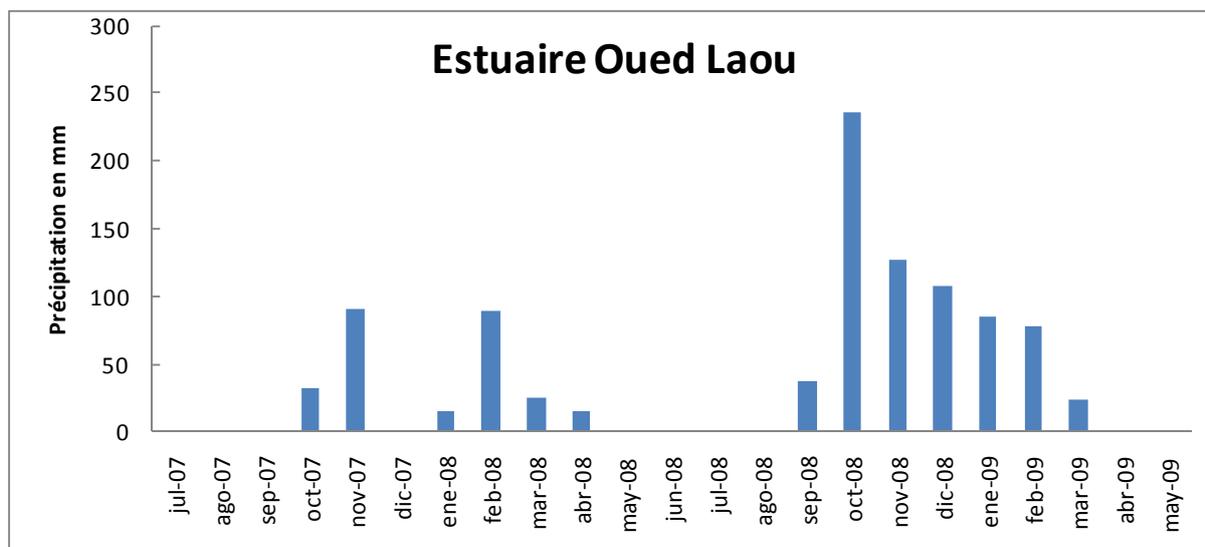
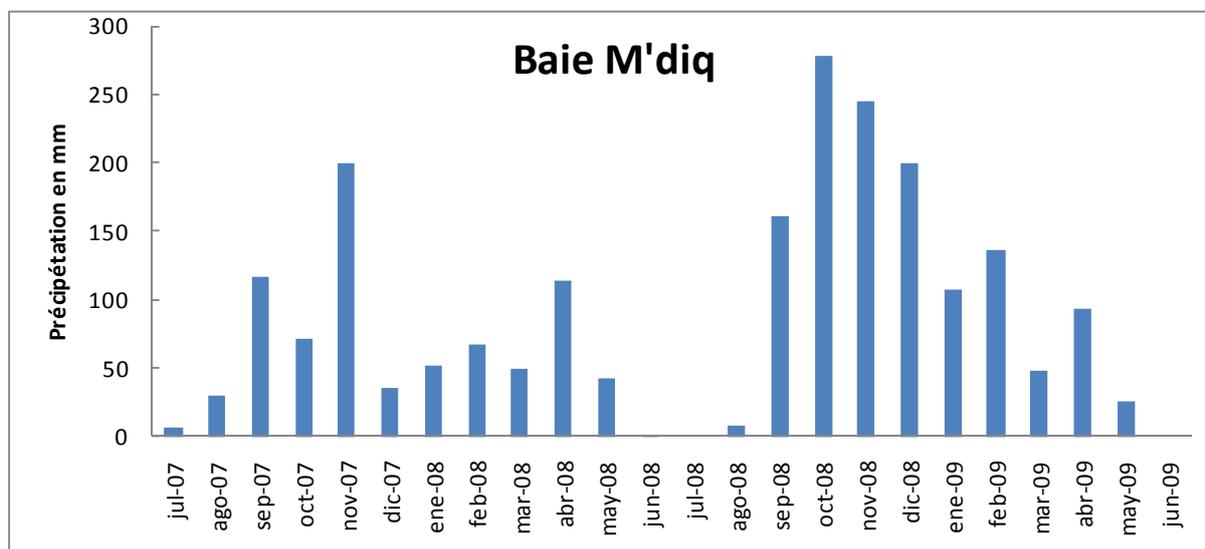


Figure 70-Evolution de la précipitation mensuelle (en mm) durant le période juillet 2007 à juin 2009 au niveau de l'estuaire Oued Laou et la baie M'diq. (source : bulletins météorologique)

Index des figures et des tableaux

Figure 1- Diagramme d'une cellule de phytoplancton, montre les voies essentielles pour l'assimilation et le déploiement des éléments nutritifs (Reynolds 1997).....	24
Figure 2- Cellules de <i>Chaetoceros</i> phagocytées par <i>Noctiluca scintillans</i> (photo prise durant le bloom de mars 2006).....	25
Figure 3- Structure moléculaire de l'acide okadéique et ces dérivés (Wright, 1995).....	29
Figure 4- Structure moléculaire de l'acide domoïque et ces isomères (Wright and Quilliam, 1995)....	31
Figure 5- Structure chimique de la toxine brevetoxine et ces analogues isolées chez des bivalves contaminés (Hua <i>et al.</i> 1996).....	33
Figure 6- structure moléculaire des toxines azasépéridique et ces analogues (Ofuji <i>et al.</i> 2001).	34
Figure 7- Structure moléculaire des toxines ciguatières (CTXs) (Lewis 2001).....	35
Figure 8- Localisation géographique des sites d'échantillonnage dans la baie de M'diq (S2) et dans l'estuaire d'Oued Laou (S1).	43
Figure 9- Cycle biologique de l'azote en mer. (Altitude) des différents composés chimiques de l'azote correspond à leur niveau d'oxydation : +5 pour NO ₃ ⁻ ; +4 pour NO ₂ ⁻ , 0 pour N ₂ , -4 pour NH ₄ ⁺ et N-organique (Guy 2006).....	47
Figure 10- Evolution de la salinité au niveau de la baie de M'diq	49
Figure 11- Evolution de la température de l'eau de surface (°C) au niveau de la baie de M'diq.....	50
Figure 12- Evolution de pH au niveau de la baie de M'diq	51
Figure 13- Evolution de la teneur de l'azote ammoniacal (μmol/L) au niveau de la baie de M'diq	52
Figure 14- Evolution de la teneur de l'azote nitreux (μmol/L) au niveau de la baie de M'diq	53
Figure 15- Evolution de la teneur de l'azote nitrique (μmol/L) au niveau de la baie M'diq.....	53
Figure 16- Evolution de la teneur du phosphore minéral (μmol/L) au niveau de la baie de M'diq.....	54
Figure 17- Evolution de la teneur de silicium (μmol/L) au niveau de la baie de M'diq.....	54
Figure 18- Evolution de la richesse spécifique au niveau de la baie de M'diq.	57
Figure 19- Evolution de la densité totale du phytoplancton au niveau de la baie de M'diq.....	57
Figure 20- Succession des taxons microalgaux dominants au niveau de la baie de M'diq.....	60
Figure 21- Evolution de la diversité spécifique (H') au niveau de la baie de M'diq.	62

Figure 22- Evolution de la densité du genre *Dinophysis* (Cells/L) au niveau de la baie M'diq.....63

Figure 23- Evolution de la densité du genre *Alexandrium* (Cells/L) au niveau de la baie de M'diq64

Figure 24- Evolution de la densité de *Prorocentrum lima* (Cells/L) au niveau de la baie de M'diq.....65

Figure 25- Evolution de la densité des cellules de *Noctiluca scintillans* (Cells/L) au niveau de la baie de M'diq.....66

Figure 26- Evolution temporelle de la salinité (psu) au niveau de l'estuaire de Oued Laou67

Figure 27- Evolution de la température de l'eau au niveau de l'estuaire de Oued Laou69

Figure 28- Evolution du pH au niveau de l'estuaire de Oued Laou.....69

Figure 29- Evolution de la teneur de l'azote ammoniacal au niveau de l'estuaire Oued Laou70

Figure 30- Evolution temporelle de la teneur de l'azote nitreux ($\mu\text{mol/L}$) au niveau de l'estuaire Oued Laou71

Figure 31- Evolution temporelle de la teneur de l'azote nitrique ($\mu\text{mol/L}$) au niveau de l'estuaire Oued Laou71

Figure 32- Evolution de la teneur de phosphore minéral ($\mu\text{mol/L}$) au niveau de l'estuaire Oued Laou.73

Figure 33- Evolution de la teneur en silicium ($\mu\text{mol/L}$) au niveau de l'estuaire Oued Laou.....73

Figure 34- Evolution de la richesse spécifique au niveau de l'estuaire Oued Laou.74

Figure 35- Evolution de la densité totale du phytoplancton au niveau de l'estuaire Oued Laou.75

Figure 37- Evolution spatio-temporelle de la diversité spécifique (H') au niveau de l'estuaire Oued Laou.79

Figure 38- Evolution des densités cellulaires *Dinophysis spp* (Celles/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou80

Figure 39- Evolution de la densité du genre *Alexandrium* (Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou81

Figure 40- Evolution de la densité de *Prorocentrum lima* (Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou82

Figure 41- Evolution de la densité de *Noctiluca scintillans* (Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou83

Figure 42- Evolution de concentration mensuels du silicium ($\mu\text{mol/L}$) et des Diatomées (105 Cells/L) au niveau de la baie M'diq.87

Figure 43- Evolution des concentrations mensuelles du silicium ($\mu\text{mol/L}$) et des Diatomées (105 Cells/L) au niveau de l'estuaire Oued Laou.88

Figure 44- Evolution du rapport N/P et Si/P au niveau de la baie M'diq91

Figure 45- Evolution du rapport N/P et Si/P au niveau de l'estuaire Oued Laou.....91

Figure 46- A- Projection des variables (paramètres du milieu) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq.94

Figure 47-A- Projection des variables (paramètres du milieu) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou .95

Figure 48- A- Projection des variables (Dinoflagellés et Diatomées dominants) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq.100

Figure 49- A- Projection des variables (Dinoflagellés et Diatomées dominants) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou101

Figure 50- A- Projection des variables (unités taxinomiques toxiques) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq.....102

Figure 51- A- Projection des variables (unités taxinomiques toxiques) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou103

Figure 52- A- Projection des variables (paramètres biotique et abiotique) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Baie M'diq 106

Figure 53- A- Projection des variables (paramètres biotique et abiotique) dans le plan factoriel F1 et F2), B- Projection des individus (dates de prélèvement) dans le plan factoriel F1 et F2. Estuaire Oued Laou.107

Figure 54- Evolution spatio-temporelle de *Gymnodinium catenatum* (Cells/L). A-baie M'diq , B- estuaire Oued Laou117

Figure 55- Evolution spatio-temporelle de *Pseudo-nitzschia* (juillet 2007-juin2009). A- Baie M'diq, B- Estuaire Oued Laou119

Figure 56- Terminologie et caractères d'identification des espèces *Pseudo-nitzschia*120

Figure 57- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia cuspidata* (A: vue de la forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroides et nodule central).124

Figure 58- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia subpacific*a (A: vue la forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroides).124

Figure 59- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia delicatissima* (A : vue de la forme cellulaire de cette espèce ; B : détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C : vue dans la partie centrale de la cellule et D : disposition des poroides).125

Figure 60- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia fraudulenta* (A: vue de la forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroides).125

Figure 61- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia multistriata* (A: vue de la forme cellulaire de cette espèce ; B: détail de l'extrémité apicale de la cellule ; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroides).126

Figure 62- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (A: vue valvaire de la cellule, et indication de l'emplacement de Nodule central et B: disposition des poroides, C: détail de l'extrémité apicale de la cellule).126

Figure 63- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia calliantha* (A: vue de la répartition des interstries et des fibules B: détail de l'extrémité apicale de la cellule; C: vue de la forme typique des poroides de calliantha)127

Figure 64- Electronographie (MET) de *Pseudo-nitzschia dolorosa* (A: vue dans la partie centrale de la cellule B: détail de l'extrémité apicale de la cellule; C: vue dans la partie centrale de la cellule et D: disposition des poroides).....127

Figure 65-Résultats d'analyse des phycotoxines paralysantes ($\mu\text{g SXTeq.}(100\text{g})^{-1}$ de chair) chez *Acanthocardia tuberculata* (coque rouge) et *Callista chione* (verniss) durant janvier 2008.129

Figure 66- Evolution du bloom de *Pseudo-nitzschia* et la teneur des acides domoiques dans la chair de la coque rouge et le vernis. S1- l'estuaire Oued Laou, S2- baie M'diq.133

Figure 67- Structure et pouvoir toxinique de la molécule saxitoxine et ces analogues (MU = Unité Souris, la quantité nécessaires de toxines pour tuer un souris de 20g durant 15 min par une injection intra-péritonéale) (Blanco et al. 2003).143

Figure 68- Evolution de la concentration des phycotoxines paralysantes ($\mu\text{g SXTeq.}(100\text{g})^{-1}$ de chair). A- Expérience de dépuraton des phycotoxines paralysantes chez la coque rouge. B- Expérience de dépuraton des phycotoxines paralysantes chez le vernis.....145

Figure 69-Evolution spatio-temporelle de *Pseudo-nitzschia* et *Leptocylindrus*. Au niveau de l'estuaire Oued Laou et baie M'diq170

Figure 70-Evolution de la précipitation mensuelle (en mm) durant le période juillet 2007 à juin 2009 au niveua de l'estuaire Oued Laou et la baie M'diq. (source : bulletins météorologique).....171

Tableau 1- Facteurs contrôlant la croissance du phytoplancton26

Tableau 2- Composition et la communauté phytoplanctonique durant le bloom de *Gymnodinium catenatum* (janvier 2008) au niveau de la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou. S1- estuaire Oued Laou, S2- baie M'diq115

Tableau 3: Coefficient de corrélation Spearman entre la concentration de *Gymnodinium catenatum* et les paramètres environnementaux au niveau de la baie M'diq et l'estuaire Oued Laou durant la période Juillet 2007 jusqu'à juin 2009. (n = 163, p <0,01). (-) Absence de corrélation significatif110

Tableau 4- Teneurs des acides domoïques dans la chair des bivalves au niveau de S2 (baie de M'diq).131

Tableau 5- Teneurs des acides domoïques dans la chair des bivalves au niveau de S1 (Estuaire de Oued Laou).....132